Rapport du groupe d'experts sur la gestion des phoques

Membres du groupe: Dr Ian McLaren, Président
Dr Solange Brault
Professeur John Harwood
M. David Vardy

Préparé pour: Pêches et Océans Canada

Automne 2001

+5

102-02620/

Rapport du groupe d'experts sur la gestion des phoques

Automne 2001

Publié par :

Direction générale des communications
Pêches et Océans Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0E6

MPO/6201

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada 2001
N° cat. Fs23-405/2001F
ISBN 0-662-86288-0

Les conclusions et commentaires mentionnés dans ce rapport sont ceux des membres du groupe d'experts et ne représentent pas nécessairement ceux de Pêches et Océans Canada.

Ce rapport est disponible sur le site Internet de Pêches et Océans Canada :
www.dfo-mpo.gc.ca

This publication is available in English under the title: Report of the Eminent Panel on Seal Management.

Imprimé sur du papier recyclé

Table des matières

Table des matières.....i
Sommaire.....v
1. Introduction générale.....1
2. Méthodes actuelles d'estimation de l'abondance et de la mortalité des phoques.....3
2.1. Introduction.....3
2.2. Production de petits.....4
2.2.1. Phoque du Groenland.....4
2.2.2. Phoque à capuchon.....6
2.2.3. Phoque gris.....6
2.3. Mortalité.....7
2.3.1. Phoque du Groenland.....7
2.3.2. Phoque à capuchon.....8
2.3.3. Phoque gris.....8
2.4. Taux de gestation.....9
2.4.1. Phoque du Groenland.....9
2.4.2. Phoque à capuchon.....12
2.4.3. Phoque gris.....12
2.5. Effectif total des populations.....12
2.5.1. Phoque du Groenland.....12
2.5.2. Phoque à capuchon.....14
2.5.3. Phoque gris.....15
2.6. Approches actuelles de gestion et incidences.....15
2.6.1. Phoque du Groenland.....15
2.6.2. Phoque à capuchon.....18
2.6.3. Phoque gris.....18
2.7. Autres espèces.....19
2.7.1. Phoque commun.....19
2.7.2. Phoque annelé et phoque barbu.....19
2.8. Conclusions et recommandations.....20
2.8.1. Phoque du Groenland.....20
2.8.2. Phoque à capuchon.....20
2.8.3. Phoque gris.....20
3. Économie de la chasse au phoque.....21
3.1. Introduction.....21
3.2. Valeur de l'industrie de la chasse au phoque.....22
3.3. Appui financier des gouvernements.....24
3.4. Coûts de la recherche scientifique et de la gestion.....26
3.5. Perspectives futures de l'industrie de la chasse au phoque.....29
3.6. Dommages aux engins de pêche.....30
3.7. Changements proposés à la législation.....30
3.8. Conclusions et recommandations.....31
4. Consommation par les phoques et impacts sur les stocks de poisson.....32
4.1. Introduction.....32

4.2. Techniques actuellement utilisées pour évaluer la consommation de proies par les phoques 33
4.3. Autres techniques d'évaluation du régime alimentaire des phoques 35
4.4. Lenteur du rétablissement des stocks de poisson de fond 35
4.5. Changements environnementaux 36
4.6. Arguments généraux à propos des impacts des phoques sur les stocks de poisson 37
4.6.1. Les phoques mangent du poisson pêchable 37
4.6.2. La possibilité que les stocks de poisson soient dans une « fosse aux prédateurs » 38
4.6.3. La résilience des populations de phoque en regard des stocks de poisson « vulnérables » 39
4.6.4. Aspect plurispécifique 39
4.7. Données sur la plate-forme Scotian : divisions 4VsW, 4Vn et 4X de l'OPANO ..42
4.7.1. Régime alimentaire des phoques et consommation de morue sur la plate-forme Scotian 42
4.7.2. État des stocks de morue et impacts possibles du phoque gris sur la plate-forme Scotian 43
4.7.3. Autres explications de l'échec du rétablissement de la morue 45
4.7.4. Aspect plurispécifique à considérer pour la plate-forme Scotian 45
4.7.5. Situation dans 4Vn et dans 4X/5Y 47
4.7.6. Effets possibles des phoques gris sur d'autres stocks de la plate-forme Scotian 48
4.7.7. Ver du phoque sur la plate-forme Scotian 48
4.7.8. Résumé de l'évaluation pour la plate-forme Scotian 49
4.8. Sud du golfe du Saint-Laurent : division 4T de l'OPANO 49
4.8.1. Régime alimentaire des phoques et prédation sur la morue dans le sud du golfe 49
4.8.2. État du stock de morue et impacts possibles des phoques dans le sud du golfe 50
4.8.3. Aspect plurispécifique dans le sud du golfe 51
4.8.4. Impacts possibles des phoques sur d'autres stocks du sud du golfe 52
4.8.5. Résumé de l'évaluation pour le sud du golfe 54
4.9. Nord du golfe du Saint-Laurent, divisions 4RS et 3Pn de l'OPANO 54
4.9.1. Régime alimentaire des phoques et prédation sur la morue dans le nord du golfe 54
4.9.2. État du stock de morue et impacts possibles des phoques dans le nord du golfe 55
4.9.3. Aspect plurispécifique dans le nord du golfe 56
4.9.4. Impacts possibles des phoques sur d'autres stocks du nord du golfe 56
4.9.5. Résumé de l'évaluation pour le nord du golfe 57
4.10. Sud de Terre-Neuve, sous-division 3Ps de l'OPANO 57
4.10.1. Régime alimentaire des phoques et prédation sur la morue au sud de Terre-Neuve 57
4.10.2. Stocks de poisson de fond et impacts possibles des phoques au sud de Terre-Neuve 58

4.10.3. Résumé de l'évaluation pour le sud de Terre-Neuve.....58
4.11. Est de Terre-Neuve et sud du Labrador, divisions 2J3KL de l'OPANO.....59
4.11.1. Premières opinions quant à l'information nécessaire à une meilleure compréhension 59
4.11.2. Structure complexe des stocks de morue à l'est de Terre-Neuve.....60
4.11.3. État du stock de morue à l'est de Terre-Neuve.....62
4.11.4. Autres propositions que la prédation par les phoques pour expliquer l'absence de rétablissement de la morue.....63
4.11.5. Prédation sur la morue à l'est de Terre-Neuve 64
4.11.6. Volet plurispécifique à considérer pour l'est de Terre-Neuve.....67
4.11.7. Éviscération de la morue côtière à l'est de Terre-Neuve.....70
4.11.8. Impacts possibles des phoques sur d'autres stocks à l'est de Terre-Neuve 72
4.11.9. Résumé de l'évaluation pour l'est de Terre-Neuve.....73
4.12. Impacts possibles des phoques sur le saumon atlantique 75
4.12.1. Examen de la situation 75
4.12.2. Résumé des questions sur le saumon atlantique 76
4.13. Impact des phoques sur l'aquaculture 76
4.13.1. Introduction.....76
4.13.2. Espèces de phoque en cause.....77
4.13.3. Nature des impacts des phoques 77
4.13.4. Coûts pour l'industrie 78
4.13.5. Techniques de prévention 78
4.13.6. Résumé des questions sur les phoques et l'aquaculture 80
4.14. Conclusions générales et recommandations reliées aux impacts des phoques sur la pêche 81
5. OBJECTIFS DE LA GESTION.....83
5.1. Introduction.....83
5.1.1. Incertitude dans les estimations de la prédation par les phoques.....84
5.1.2. Incertitudes entourant la chasse au Groenland.....85
5.1.3. Implications pour les stocks de poisson de fond et les TAC.....86
5.1.4. Règles de contrôle et points de référence limites.....86
5.2. Scénarios de gestion du phoque du Groenland.....89
5.2.1 Maintien du statu quo.....89
5.2.2. Récolte régie par les forces du marché.....91
5.2.3. Gestion faisant appel au critère du retrait biologique potentiel (RBP) énoncé dans la loi américaine sur la protection des mammifères marins. 94
5.2.4. Récolte régie de manière à stabiliser la prédation.....96
5.2.5. Gestion afin de réduire la population de phoques d'une quantité déterminée au préalable.....98
5.2.6. Zones d'exclusion de phoques et autres mesures locales 103
5.3. Scénarios de gestion du phoque à capuchon.....104
5.4. Scénarios de gestion du phoque gris.....105
5.4.1. Maintien du statu quo.....105
5.4.2 Gestion afin de stabiliser la prédation 106
5.4.3. Récolte régie par les forces du marché.....106

5.4.4. Gestion afin de réduire la population de phoques d'une quantité déterminée d'avance 113
5.4.5. Mesure de gestion locale 114
6. Orientations pour la recherche future 115
6.1. Régime alimentaire des phoques 115
6.2. Estimation de la population 116
6.3. Recherche sur le poisson de fond 118
6.4. Capelan 118
6.5. Ressources techniques et professionnelles 118
6.6. Zones d'exclusion de phoques 119
6.7. Recherche statistique et économique 119
6.8. Conclusion générale 119
7. Références 120

ANNEXE 1 Mandat du Groupe d'experts sur la gestion des phoques 130
ANNEXE 2 Réunions et contacts du groupe d'experts 135
ANNEXE 3 Apport du public 143
ANNEXE 4 Méthodes utilisées pour calculer les effets de différents scénarios de gestion 154
ANNEXE 5 Traduction d'une lettre adressée par David Vardy, membre du groupe d'experts, au président du groupe d'experts 158

Sommaire

Le groupe d'experts a été nommé par le ministre des Pêches et des Océans pour fournir des conseils sur les meilleures stratégies à adopter pour la gestion des populations de phoques au Canada atlantique, ainsi qu'une vision équilibrée et objective de l'information scientifique disponible sur les populations de phoques et les relations prédateur-proie. Il devait aussi indiquer comment cette information peut contribuer à l'élaboration de stratégies de gestion. Pour arriver à ses fins, le groupe d'experts devait :

- évaluer l'information scientifique disponible sur la dynamique des populations de phoques et les écosystèmes dans lesquels elles évoluent;
- dans la mesure où il était possible de déterminer une taille optimale pour une population de phoques, donner des conseils sur les stratégies de gestion à adopter pour atteindre cet objectif;
- donner des conseils sur les orientations à prendre pour améliorer les connaissances scientifiques sur la dynamique des populations de phoques et les écosystèmes dans lesquels elles évoluent, pour s'assurer que la gestion des phoques repose sur de solides principes scientifiques;
- indiquer si la création de zones d'exclusion de phoques ou si des abattages sélectifs expérimentals peuvent protéger les populations locales vulnérables de poissons commerciaux et dans quelle mesure, le cas échéant;
- évaluer toutes les sources de mortalité attribuable à la chasse aux stocks de phoques de l'Atlantique, y compris sans s'y restreindre la chasse au Canada et à l'étranger, ainsi que la mortalité des animaux touchés et perdus;
- donner des conseils sur les orientations stratégiques les plus appropriées pour la gestion des populations de phoques dans le contexte des considérations et des analyses susmentionnées, particulièrement pour les cinq prochaines années.

Le groupe d'experts a fait paraître des annonces à l'échelle du pays dans les deux langues officielles et a tenu un certain nombre de consultations au Canada atlantique. Il a commandé de nouvelles analyses de données sur le régime alimentaire du phoque à capuchon et sur la production de petits phoques du Groenland.

Abondance et mortalité des phoques

La population de phoques du Groenland s'est accrue considérablement au cours des années 1980 et au début des années 1990 en dépit d'une réduction des taux de capture. Une chasse plus intensive au Canada et au Groenland au milieu des années 1990 semble avoir stabilisé la population, du moins temporairement, à environ 5,2 millions d'individus. La procédure utilisée pour estimer l'effectif total de la population et la production de remplacement (le niveau de récolte qui maintiendra la population à sa taille actuelle) prend désormais en compte les captures au Groenland, ainsi que les estimations du nombre de phoques tués par les chasseurs mais perdus et de phoques pris accessoirement dans les engins de pêche. Cette nouvelle démarche a considérablement amélioré la qualité des estimations de la taille de la population et de la production de remplacement, cette dernière servant à établir le total admissible de captures (TAC)

pour le phoque du Groenland dans les eaux canadiennes. Les taux de gestation ont décru depuis les années 1980, mais le groupe d'experts ne croit pas que la population de phoques s'approche de la capacité de charge du milieu marin, comme certains intervenants l'ont suggéré.

Il n'existe aucune estimation fiable de la taille actuelle de la population de phoques à capuchon dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les derniers relevés complets remontent à 1990-1991, et un nouveau relevé s'impose de toute urgence. Le nombre d'animaux de cette espèce chassés au Canada atlantique a varié de moins de 100 à plus de 20 000 par année depuis l'interdiction jetée sur la vente des peaux de petits à dos bleu en 1993.

La production de petits chez les phoques gris a augmenté d'environ 13 % par année sur l'île de Sable. Le taux d'accroissement dans le golfe du Saint-Laurent est moins certain, quoique clairement plus faible. Il y a eu peu de mortalité en raison de la chasse depuis que l'on a mis un terme à l'abattage sélectif en 1990.

Économie de la chasse au phoque

Bien que le MPO établisse un TAC annuel pour les phoques du Groenland et à capuchon, les véritables captures sont déterminées par les forces du marché, les conditions météorologiques et les niveaux de subventions gouvernementales. Les captures de phoques du Groenland étaient bien inférieures au TAC de 1983 jusqu'en 1996, où elles ont monté à environ 240 000. Le TAC de 275 000 a été légèrement dépassé en 1998, mais les captures ont fléchi à environ 91 000 animaux en 2000. En 2001, environ 210 000 phoques avaient été chassés. Le TAC pour les phoques à capuchon a été augmenté à 10 000 bêtes en 1998 et a été entièrement capturé cette année-là, mais relativement peu de spécimens ont été capturés en 1999 et en 2000.

Les estimations de la valeur des débarquements de phoques en 1998 varient de 5,6 à 8,75 millions de dollars. Traditionnellement, les peaux ont représenté la plus importante composante de la valeur des produits, mais la production d'huile destinée à l'alimentation humaine s'est accrue considérablement au cours des dernières années. L'industrie de la chasse au phoque croit qu'il existe un grand potentiel de ventes accrues de peaux de qualité supérieure et d'huile de phoque, en particulier si les obstacles au commerce dressés par les États-Unis peuvent être surmontés.

Le groupe d'experts a trouvé difficile d'établir les niveaux actuel et historique des subventions directes et indirectes à l'industrie, de même que leurs effets. Selon une étude, la valeur ajoutée de l'industrie en 1996 n'était que de 0,06 % du produit intérieur brut de Terre-Neuve, une fois défalqués les coûts et les subventions. Les subventions pour la viande durant les années 1990 ont contribué à des récoltes importantes, mais ont été éliminées en 1999. Les subventions versées à l'industrie canadienne de la chasse au phoque doivent être considérées dans le contexte des niveaux de subvention fournis aux autres pêches au Canada et aux chasseurs de phoques au Groenland et en Norvège.

Prédation par les phoques et impacts sur les stocks de poisson

Les estimations des quantités d'espèces de poisson commerciales (en particulier la morue du Nord, le sébaste, le flétan noir et la plie canadienne) mangées par les phoques dans de nombreuses

divisions de l'OPANO sont importantes en comparaison avec les prises actuelles. Les phoques consomment également de grandes quantités de capelan, une importante proie de nombre de ces espèces commerciales. Cependant, les estimations actuelles sont imprécises et peuvent être biaisées. Dans le cas des phoques du Groenland et à capuchon, cela s'explique par le fait que la plupart des échantillons prélevés pour l'évaluation du régime alimentaire de ces deux espèces l'ont été dans les eaux côtières, alors que celles-ci passent la majorité de leur temps à se nourrir dans les eaux hauturières.

L'impact des ponctions calculées sur la taille actuelle des stocks de poisson commerciaux est difficile à évaluer. Cependant, la prédation estimée exercée par les phoques sur la morue franche dans les divisions 4RS3Pn et 2J3KL est particulièrement importante, et ce facteur peut contribuer au niveau apparemment élevé de mortalité constatée dans ces stocks. Les attaques par les phoques dans certains endroits locaux, comme celles visant le saumon à l'embouchure des rivières et la morue dans les anses sur la côte est de Terre-Neuve, peuvent constituer une source particulièrement importante de mortalité.

Le rôle joué par la prédation dans l'échec apparent du rétablissement de certains stocks de poisson gravement épuisés n'est pas clair. Cependant, on doit reconnaître que nombre de ces stocks prendront probablement beaucoup de temps à récupérer pour atteindre des niveaux entièrement exploitables, même si l'on éliminait toute la prédation par les phoques. La situation est compliquée davantage par les changements environnementaux qui ont eu cours depuis la fin des années 1980 et les changements associés dans la distribution d'importantes espèces proies comme le capelan et la morue polaire. La proportion de morue du Nord dans l'alimentation du phoque du Groenland semble être demeurée relativement constante depuis les années 1980, en dépit de la réduction massive de l'abondance de la morue. Certains intervenants en ont conclu que les phoques pourraient maintenir la morue dans une « fosse aux prédateurs », mais cette conclusion est basée sur des échantillons prélevés dans les eaux côtières autour de Terre-Neuve où des changements récents dans l'abondance de la morue ont peut-être été moins remarquables que ceux constatés dans les eaux hauturières.

Un membre du groupe d'experts (David Vardy) croit que l'ensemble des preuves est suffisant pour conclure que la prédation par les phoques menace sérieusement le rétablissement de la morue du Nord et d'autres stocks de morue importants au Canada atlantique et la reconstitution de ces stocks jusqu'à leurs niveaux historiques. Les autres membres du groupe d'experts estiment que les preuves disponibles ne peuvent pas étayer une conclusion aussi ferme.

Les impacts des phoques sur l'industrie de l'aquaculture du saumon au Nouveau-Brunswick et probablement ailleurs ont été dans une large mesure tolérables en raison de la mise en place de meilleurs filets antiprédateur et d'une protection d'assurance adéquate, bien que certains producteurs subissent encore de fortes pertes.

Taille « optimale » de la population de phoques et objectifs de la gestion

Tout changement dans l'abondance d'une espèce de phoque influera sur d'autres espèces dans l'écosystème, et ces effets auront des conséquences pour une vaste gamme d'intervenants. Par exemple, une réduction de la population de phoques du Groenland entraînera certainement une

réduction du TAC pour l'industrie de la chasse au phoque, et résultera probablement en une augmentation des stocks de morue, du moins à court terme. Une plus grande abondance de la morue peut ensuite résulter en une hausse du TAC pour la morue. À plus long terme, l'abondance accrue de la morue pourrait entraîner une réduction du TAC pour la crevette et le crabe. En outre, d'importantes incertitudes sont associées aux estimations des quantités de morue et d'autres poissons de fond d'importance économique mangées par les phoques et à toute prédiction quant à la façon dont les stocks de poisson pourraient répondre à une réduction de la prédation par les phoques.

Si l'on peut associer aux différents résultats d'un changement dans la population de phoques des « valeurs d'usage » comme les appellent les économistes, il peut alors être possible d'établir une taille optimale pour une population de phoques. Le groupe d'experts n'avait pas dans son mandat d'indication sur ces valeurs et, par conséquent, n'a pu établir une seule taille optimale pour l'une ou l'autre des populations de phoques au Canada atlantique. Par conséquent, il ne peut pas fournir des conseils sur des stratégies de gestion à adopter pour atteindre cet objectif.

Des scientifiques ont tenté de trouver des moyens de traiter avec l'incertitude entourant la gestion des pêches depuis un certain temps, et des scientifiques canadiens sont à l'avant-garde dans ce domaine. Cependant, la gestion des phoques au Canada n'a pas tiré profit de ces percées. L'approche la plus prometteuse consiste en la définition d'une série de règles de contrôle utilisées pour établir le TAC et la façon dont il peut être prélevé, et une série de points de référence servant à surveiller l'efficacité de la gestion. En particulier, la probabilité que la population exploitée chutera sous un point de référence limite doit être gardée la plus faible possible. Le groupe d'experts recommande vivement d'appliquer cette approche de gestion aux populations de phoques du Canada atlantique.

Afin d'illustrer comment cette approche de gestion pouvait être utilisée et comment une taille optimale pour la population de phoques pouvait être établie, le groupe d'experts a évalué les coûts et les avantages probables pour les chasseurs de phoques, les pêches de poisson de fond dans les divisions 2J3KL et le MPO sous cinq scénarios de gestion différents de la population de phoques du Groenland. Pour chacun des scénarios, il y a des gagnants et des perdants, et l'incertitude associée à certains des avantages est souvent beaucoup plus importante que celle associée à certains des coûts. Toute décision quant à savoir quel groupe d'intervenants devrait avoir la meilleure chance de profiter de la gestion des phoques et celui qui serait le perdant doit être fondée sur une analyse socio-économique plutôt que sur une analyse purement biologique.

1. « Maintien du statu quo ». Le TAC est établi en fonction de la production de remplacement, mais peut ne pas être prélevé au complet chaque année en raison des forces du marché et des conditions des glaces. Il ne doit jamais être dépassé. Pour cette raison, la probabilité d'une augmentation de la population et, par conséquent, de la consommation totale de poisson est supérieure à 50 %. Les chasseurs de phoques bénéficieront d'un TAC relativement stable à court terme et d'une hausse probable du TAC à long terme. La prédation exercée par les phoques sur les poissons de fond et le capelan est susceptible de s'intensifier.

2. « Récolte régie par les forces du marché ». Dans ce scénario, on associe une valeur d'usage élevée aux avantages pour l'industrie de la chasse au phoque. Cette industrie est autorisée à établir

le TAC, mais ce dernier peut être réduit (peut-être même jusqu'à zéro) par le MPO si celui-ci juge que la probabilité d'une chute de la population de phoques sous le point de référence limite est trop élevée. Le TAC établi par l'industrie peut être supérieur ou inférieur à celui fixé dans le scénario du maintien du statu quo, dépendant des débouchés pour les produits du phoque et de la façon dont l'industrie actualise les revenus futurs. Les effets de cette stratégie de gestion sur la consommation de capelan et de poisson de fond sont par conséquent imprévisibles.

3. « Loi américaine sur la protection des mammifères marins ». La Loi américaine sur la protection des mammifères marins définit un point de référence limite spécifique pour toutes les populations de mammifères marins et prévoit une formule pour calculer un TAC qui assure une forte probabilité que la population demeure au-dessus de ce point de référence. Si cette approche est appliquée à la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest, le TAC canadien sera considérablement inférieur à celui établi dans le scénario du maintien du statu quo, à moins que les prises au Groenland soient également réduites. On s'attendrait à ce que la population de phoques augmente d'environ 3 % par année. Après dix années de gestion sous ce scénario, la prédation annuelle par les phoques sur la morue du Nord devrait, selon les calculs, augmenter de 11 000 tonnes (dont environ la moitié pourrait être constituée de poisson de taille commerciale) et la consommation de capelan, de 155 000 tonnes. Cependant, de grandes incertitudes sont associées aux résultats de ces calculs.

4. « Stabilisation de la prédation ». Ce scénario est une modification du scénario du maintien du « statu quo ». Si le TAC n'est pas prélevé en entier, le MPO rémunère des chasseurs pour qu'ils tuent d'autres phoques afin de s'assurer que toute la production de remplacement est prélevée chaque année. Les avantages à court terme pour l'industrie de la chasse au phoque sont les mêmes que dans le scénario du maintien du statu quo, mais les TAC ne devraient pas augmenter à plus long terme parce qu'il y a une probabilité égale d'une augmentation ou d'une diminution des effectifs de phoques et de la prédation.

5. « Réduction de la prédation ». Dans ce scénario, les avantages potentiels pour les pêches de poisson de fond obtiennent une valeur d'usage élevée. L'objectif de la gestion est de réduire d'un nombre spécifié la quantité de certaines espèces de poisson mangées par les phoques dans les divisions 2J3KL. Par exemple, le groupe d'experts a calculé que la consommation annuelle de morue du Nord pouvait être abaissée de 3 000 à 4 000 tonnes après cinq ans si le TAC canadien pour les phoques était accru de 150 000 ou si 75 000 femelles étaient abattues chaque année en sus du TAC existant. On pourrait obtenir un effet semblable en stérilisant 150 000 femelles chaque année. La prédation exercée sur d'autres espèces de poisson de fond pourrait aussi être réduite. Cependant, le groupe d'experts n'a pas été en mesure d'estimer comment cette diminution de la prédation pouvait se traduire en TAC révisé pour les stocks de poisson de fond. Bien qu'il puisse y avoir des avantages à court terme pour l'industrie de la chasse au phoque dans ce scénario si l'on parvient à réduire la prédation en augmentant le TAC, même cela dépendra de la nature de la demande pour les produits du phoque. Une fois l'objectif atteint, le TAC pour les phoques devra être réduit, et le revenu des chasseurs de phoques chutera probablement. Si cette réduction est obtenue par l'abattage sélectif ou la stérilisation des femelles, alors le MPO devra en assumer les coûts.

6. « Zones d'exclusion de phoques ». Seuls les milieux ressemblant à des fjords, comme le détroit de Smith dans l'est de Terre-Neuve, conviennent à l'établissement de zones d'exclusion pour protéger les bancs de morue qui y passent l'hiver contre les phoques du Groenland. Le groupe d'experts recommande que toute tentative d'établissement de telles zones soit conçue comme un essai scientifique. De tels essais n'influeront probablement pas sur les TAC des phoques, mais engageront des coûts additionnels pour le MPO. La possibilité d'utiliser des dispositifs acoustiques pour effrayer les phoques et les éloigner de ces zones devrait aussi être examinée, bien que l'on doive prendre en compte leur effet potentiel sur d'autres espèces telles que les marsouins.

Les coûts et les avantages des scénarios de gestion des phoques à capuchon comme ceux décrits précédemment pour les phoques du Groenland ne peuvent pas être évalués avant d'avoir une nouvelle estimation de la production de petits et plus de renseignements sur le régime alimentaire et les déplacements de cet animal. L'interdiction actuelle qui frappe la capture des phoques à dos bleu permet de protéger bien davantage le phoque à capuchon que ne le fait l'interdiction de capture des blanchons pour le phoque du Groenland. Le groupe d'experts estime que, si l'objectif est de protéger les « bébés » phoques à capuchon (c.-à-d. ceux qui dépendent encore de leur mère), il est possible d'y parvenir sans interdire complètement la chasse aux phoques à dos bleu, en établissant une date d'ouverture appropriée pour la chasse au phoque à capuchon. Cela pourrait avoir des avantages pour l'industrie de la chasse au phoque.

Les scénarios de gestion précédents pourraient aussi être appliqués aux phoques gris sur la plate-forme Scotian et dans le golfe. Cependant, tout calcul des changements prévus dans la prédation exercée par les phoques comportera encore plus d'incertitudes que dans le cas des calculs pour le phoque du Groenland. Les scénarios du « maintien du statu quo » et de la « récolte régie par les forces du marché » sont susceptibles d'entraîner une augmentation de la prédation en raison de la demande actuelle limitée pour les produits du phoque gris. Les deux scénarios de « prédation » pourraient seulement être appliqués si l'île de Sable était ouverte à une chasse commerciale aux petits, ou si le MPO entreprenait un programme de contraception à cet endroit. Bien qu'il ait été suggéré d'établir des zones d'exclusion du phoque gris à Sydney Bight ou dans la baie St-Georges, au Cap Breton, le groupe d'experts est sceptique quant aux avantages potentiels de cette initiative, étant donné que tout phoque qui est abattu est susceptible d'être remplacé rapidement par des immigrants des zones avoisinantes.

Recommandations pour la recherche et la gestion

Recherche

- Le financement des recherches scientifiques sur les phoques en général devrait être accru et être moins tributaire des sources de financement à court terme accordé en fonction de l'applicabilité des résultats.
- Toutes les colonies de reproduction de phoques à capuchon dans l'Atlantique Nord-Ouest devraient être relevées par voie aérienne dans les plus brefs délais. Toute l'information disponible sur la structure par âge et l'état reproducteur devrait être analysée afin de fournir de meilleures estimations des taux de survie et de gestation. Ces données devraient alors être utilisées pour recalculer le TAC pour ce stock.

- Les estimations existantes de la production de petits et de la taille de la population de phoques gris devraient être publiées le plus tôt possible.
- Le MPO devrait accélérer les recherches sur tous les aspects de la mortalité élevée chez les stocks de poisson de fond. Les fonds pour la recherche sur les poissons de fond pourraient être utilisés pour préciser les estimations de la prédation exercée par les phoques, parce qu'il s'agit probablement d'une cause fondamentale de cette mortalité. Les programmes d'évaluation des stocks de capelan au large de Terre-Neuve et dans le golfe devraient être remis en place, parce que l'information sur l'abondance et la disponibilité de cette espèce est primordiale à la compréhension des changements récents et futurs dans l'abondance des poissons de fond et des phoques.
- L'information existante sur les déplacements des phoques du Groenland, à capuchon et gris marqués pour le repérage par satellite devrait être publiée le plus tôt possible. Il faut étendre l'utilisation de cette méthode pour déterminer si la distribution des phoques du Groenland et à capuchon a changé depuis le milieu des années 1990 et pour améliorer la conception des études sur leur régime alimentaire.
- Les travaux commandés par le groupe d'experts portent à croire que les phoques à capuchon mangent peut-être de fortes quantités de morue du Nord dans les divisions 2J3KL. Cependant, ces résultats sont basés sur de très petits échantillons, prélevés en particulier dans les zones côtières, et un échantillonnage plus important est requis de toute urgence.
- Les résultats des travaux actuels sur l'utilisation des profils d'acides gras pour établir le régime alimentaire du phoque gris devraient être publiés le plus tôt possible.
- Les données existantes sur l'alimentation des phoques devraient être analysées de nouveau afin de déterminer la façon la plus rentable de réduire les grandes incertitudes associées aux estimations actuelles de la consommation de poisson.

Gestion

- Les administrations nationale et provinciales devraient fournir des données uniformes et exactes sur leur soutien financier direct et indirect à l'industrie de la chasse au phoque.
- La gestion des phoques au Canada atlantique devrait poursuivre des objectifs explicites. Le MPO devrait commander une étude pour établir une série générique de règles de contrôle et de points de référence qui pourrait être appliquée à l'un ou l'autre des scénarios de gestion décrits précédemment.
- Le Canada et le Groenland devraient coopérer dans la conduite de la recherche scientifique et dans la gestion des espèces de phoque communes aux deux pays.
- Les avantages potentiels des zones d'exclusion de phoques devraient être examinés dans un essai où l'on fera appel à des collecteurs de phoques expérimentés et qui sera répété le nombre de fois approprié. Les échantillons d'estomac et de graisse devraient être recueillis de tous les phoques qui sont abattus, et l'abondance et la distribution de la morue devraient être surveillées dans des zones expérimentales et témoins.

1. Introduction générale

Le groupe d'experts présente ce rapport final au ministre fédéral des Pêches et des Océans au terme du mandat qui lui avait été confié (voir l'**Annexe 1**). Ses objectifs, qui étaient fixés dans son mandat, consistaient à évaluer l'état actuel des connaissances scientifiques sur les populations de phoques au Canada atlantique et à donner son avis sur des stratégies de gestion à long terme de ces populations, d'une part, et à élaborer un plan stratégique de chasse aux phoques pour les cinq prochaines années, d'autre part. Les objectifs y étaient ensuite détaillés sous forme de réalisations attendues.

Le lecteur se rendra compte qu'il n'y a pas de chapitre consacré particulièrement dans le rapport aux deux premières réalisations attendues, soit de brèves descriptions des eaux et des écosystèmes marins de l'Atlantique Nord-Ouest et des cycles vitaux et de l'écologie des phoques de l'endroit. Le groupe d'experts a conclu que ces sujets étaient traités de façon adéquate dans de nombreuses sources générales. Cependant, de nombreux éléments des deux réalisations attendues sont inclus dans les chapitres **2**, **4** et **5** du rapport.

Les trois réalisations attendues exposées par la suite dans le mandat ont nécessité une évaluation des connaissances scientifiques et composent une partie importante du rapport :

- des méthodes d'estimation des effectifs des populations de phoques (chapitre **2**);
- des méthodes d'estimation de la mortalité totale... et l'information concernant l'impact de la chasse sur les populations de phoques (chapitre **2**);
- des connaissances concernant le régime alimentaire des phoques et l'impact de leur prédation sur les stocks de poisson (chapitres **4** et **5**).

La sixième réalisation attendue requiert l'évaluation de la taille optimale des populations de phoques en regard de leurs interactions avec les autres éléments de l'écosystème. Comme nous allons le démontrer, il existe de toute évidence une relation réciproque entre les populations de phoques et de nombreux autres éléments des écosystèmes du Canada atlantique. Cependant, cette taille optimale ne peut être évaluée que dans le contexte des politiques ou des programmes de gestion. Étant donné que le mandat ne précise ni un ni l'autre, le groupe d'experts a examiné les conséquences probables d'une gamme d'options de gestion dans le chapitre **5**, lequel porte également sur d'autres questions de gestion précises exposées dans le mandat.

Enfin, nous discutons au chapitre **6** les questions qui doivent être mieux comprises à la lumière de recherches plus poussées afin d'en arriver à des décisions éclairées en matière de gestion.

Le groupe d'experts s'est rendu compte que bien des facteurs économiques influences l'amélioration des connaissances scientifiques sur les phoques et de la gestion de cette espèce dans le Canada atlantique. Nous incluons donc dans notre rapport un examen et une analyse des aspects économiques de la chasse au phoque (chapitre **3**), même si cela ne faisait pas partie explicitement de notre mandat.

Au cours de ses délibérations, le groupe d'experts a particulièrement apprécié la transparence et la disponibilité des recherches du MPO par l'entremise du site Internet sur les publications du Ministère. Ainsi, il a pu utiliser de l'information et des analyses très récentes à la fois sur les populations de phoques et les stocks de poisson. En outre, les scientifiques du MPO ont repris à sa demande plusieurs analyses de données et lui ont fourni des compléments d'information, et le groupe d'experts leur en est reconnaissant. En outre, le groupe d'experts était autorisé d'après son mandat à recourir à des experts qui leur fourniraient les éclaircissements nécessaires à une meilleure compréhension des données scientifiques. Ces experts ont eu comme première tâche de refaire l'analyse afin de préciser davantage l'estimation de la production de petits chez le phoque du Groenland à partir du dernier relevé aérien. En second lieu, ils ont repris l'analyse de l'information du MPO disponible sur le régime alimentaire des phoques à capuchon.

Dans le mode de fonctionnement précisé dans son mandat, le groupe d'experts devait surtout fonder ses travaux sur l'examen des rapports, de l'information et des relevés disponibles; il ne devait pas conduire de vaste consultation sur la chasse au phoque en général, mais pouvait, s'il le souhaitait, consulter les parties ayant de l'information ou un intérêt relatif à cette question pour obtenir de l'information reliée directement à ses objectifs. Ces parties sont désignées comme étant les provinces, les intervenants, les particuliers et les groupes intéressés aux politiques sur la chasse au phoque et aux activités qui pourraient contribuer aux stratégies de gestion. À cette fin, le groupe d'experts a tenu des réunions avec des scientifiques du MPO et des universités; des membres du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques; des représentants des provinces, de l'industrie de la pêche et de l'industrie de la chasse au phoque; des représentants d'organismes non gouvernementaux, ainsi que des pêcheurs et des chasseurs de phoques. Ces contacts sont résumés dans l'**Annexe 2**. En outre, le groupe d'experts a reçu, de façon spontanée ou sur demande, des mémoires, des lettres et des messages de courrier électronique en grand nombre au sujet de son mandat. Dans le but de consultation avec le plus grand nombre de groupes possible, des annonces demandant la contribution de la population ont été publiées dans les éditions du 18 octobre 2000 du *Globe and Mail* et de *La Presse*, le premier journal étant publié en anglais, et le second en français. L'**Annexe 3** contient une liste par date, titre et source de toutes les présentations écrites; une copie de chaque présentation a été déposée avec ce rapport. Bien que nous ne fassions pas référence explicitement à l'ensemble de ces présentations, toutes ont été prises en compte dans la préparation de ce rapport.

Le groupe d'experts ne s'étant pas réuni avant juin 2000, nous avons été informés que le terme d'abord prévu du 15 octobre 2000 énoncée dans le mandat ne s'appliquait pas et que le délai était prolongé jusqu'à la fin de juillet 2001. Nous soumettons donc ce rapport au terme de notre mandat.

2. Méthodes actuelles d'estimation de l'abondance et de la mortalité des phoques

2.1. Introduction

Le **tableau 2.1** résume les dernières estimations de la taille des populations de phoques au Canada atlantique, en indiquant les sections dans le présent chapitre qui présentent des renseignements supplémentaires sur ces estimations.

Tableau 2.1. Dernières estimations des effectifs des diverses espèces de phoque au Canada atlantique. 1. Stenson *et al.*, 2000a; 2. Stenson *et al.*, 1997a et Hammill *et al.*, 1992; 3. Hammill *et al.*, 1999a; 4. Bowen *et al.*, 1999; 5. Healey & Stenson, 2000, 6. Hammill & Stenson, 2000.

Espèce	Dernier relevé	Production de petits	Effectif de la population	Section
Phoque du Groenland	1999	997 900[1]	5 200 000[5]	2.2.1 2.5.1
Phoque à capuchon	1990-1991	85 100[2]	469 900 (1990)[6]	2.2.2 2.5.2
Phoque gris	1996 1997 1997	11 757 (golfe)[3] 7 426 (golfe)[3] 25 200 (Sable)[4]	173 500 (1996)[6]	2.2.3 2.5.3
Phoque commun	2000		31 900 (1996)[6]	2.7.1

Comme les phoques passent la plupart de leur temps en mer, surtout sous l'eau, il est difficile (et habituellement impossible) de dénombrer directement l'ensemble d'une population de phoques. On dénombre plutôt une composante de la population qui est à la fois accessible et bien définie. Trois des espèces étudiées par le groupe d'experts (phoque du Groenland, phoque à capuchon et phoque gris) se regroupent pour se reproduire, et leurs petits restent un certain nombre de jours ou de semaines sur terre ou sur la banquise où ils sont nés. Il s'agit de la composante de la population qui est traditionnellement dénombrée. La section **2.2** décrit les diverses méthodes qui ont été utilisées pour estimer l'effectif de cette composante des populations de phoques du Groenland, de phoques à capuchon et de phoques gris au Canada atlantique. Bien que les phoques communs se rassemblent aussi pour se reproduire, leurs petits naissent souvent sur des rochers ou des bancs de sable de la zone intertidale et ils passent donc, dès la naissance, une partie de leur temps dans l'eau. Pour cette espèce, il faut dénombrer une autre composante de la population, habituellement les phoques qui terrissent pour la mue annuelle, en juillet ou en août. La section **2.7.1** présente l'information disponible sur l'abondance des phoques communs.

Pour transformer l'estimation du nombre de petits nés une année donnée, ou le nombre de phoques communs sur terre lors d'une journée pendant la mue, en une estimation de l'effectif total de la population, il faut disposer d'autres renseignements sur le cycle biologique de l'espèce en question.

Ainsi, on peut estimer le nombre de femelles adultes d'une population à partir d'un dénombrement des nouveau-nés à condition de connaître la proportion de ces femelles qui mettent bas chaque année. La section **2.4** présente l'information disponible sur ce paramètre démographique pour le phoque du Groenland, le phoque à capuchon et le phoque gris.

Le nombre d'animaux prépreproducteurs peut être estimé par un certain nombre de méthodes. Pour ce faire, il faut au moins connaître les taux annuels de survie jusqu'au premier accouplement. Ces taux dépendent non seulement des risques naturels auxquels les jeunes phoques sont exposés, mais aussi du nombre annuel d'animaux tués par les chasseurs ou capturés accessoirement par les engins de pêche. Le nombre de phoques tués chaque année par les activités humaines peut être estimé directement, tel que décrit à la section **2.3**. Par contre, il est plus difficile d'estimer directement les taux de mortalité naturelle; l'estimation de ces paramètres est habituellement combinée avec celle de l'effectif de la population. La section **2.5** décrit les méthodes employées dans ce processus d'estimation combiné.

2.2. Production de petits

2.2.1. Phoque du Groenland

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les phoques du Groenland se rassemblent sur la banquise dans la partie nord du golfe du Saint-Laurent et au large de la côte nord-est de Terre-Neuve pour s'y reproduire. Depuis les années 1950, on effectue des relevés aériens de ces colonies de reproduction (voir la synthèse concise dans Healey et Stenson, 2000), mais jusqu'à tout récemment, il était impossible de s'assurer que toutes les colonies étaient relevées ou que certaines ne l'étaient pas deux fois. Cependant, des relevés aériens complets ont été effectués en 1990 (Stenson *et al.*, 1993), 1994 (Stenson *et al.*, 1996) et 1999 (Stenson *et al.*, 2000a).

Chaque relevé combine des dénombrements visuels directs effectués à partir d'un hélicoptère volant à basse altitude et des dénombrements faits au moyen de photos aériennes à haute résolution. Les nombres ainsi obtenus sont ensuite corrigés pour tenir compte des animaux qui n'apparaissent pas sur les photos (en comparant avec les dénombrements réalisés au sol ou à l'aide de photographies prises avec du film sensible aux ultraviolets qui montrent les blanchons plus clairement que du film conventionnel). Les résultats du relevé de 1990 ont aussi été corrigés pour tenir compte des petits qui sont nés après le relevé aérien (Myers et Bowen, 1989). On a préféré le dénombrement visuel direct des phoques dans certaines colonies au dénombrement par photo aérienne pour certaines années, et l'inverse pour d'autres années. Johnston *et al.* (2000) ont contesté la validité de ce choix variable qui, selon eux, a produit une série d'estimations par relevé aérien qui manque de cohérence. Bien que cela soit techniquement vrai, les estimations de la densité des nouveau-nés obtenues à partir de dénombrements directs et celles faites à l'aide de photos aériennes ne diffèrent que légèrement. Les variances calculées pour les estimations de production de petits à partir de ces relevés tiennent compte de la variation entre les transects aériens mais non de la variation le long du transect lui-même. Le groupe d'experts a pour cette raison commandé une nouvelle analyse des données du relevé de 1999 (Stahl *et al.*, 2001), qui a pris en compte les deux sources de variation. L'estimation résultante de la production de petits était très semblable à celle obtenue par Stenson *et al.*, (2000), mais le coefficient de variation a été réduit à un quart de la valeur déclarée par ces auteurs. Ces résultats indiqueraient qu'il y a une variation systématique dans

la densité des phoques du Groenland le long des transects (partant généralement de la côte vers le large) et que le fait de prendre en compte cette variation peut réduire considérablement le coefficient de variation des estimations de la production de petits. Le groupe d'experts recommande par conséquent d'appliquer la même approche à l'analyse des résultats des relevés de 1990 et de 1994.

Les estimations de la production annuelle de petits avant 1990 ont été faites à partir des données sur la récolte commerciale. Sergeant (1975) a constaté que d'importantes variations d'une année à l'autre dans le nombre de blanchons tués dans les années 1960 devraient être reflétées dans la structure par âge de la population. Il a suggéré que, si la production de petits était relativement constante au cours d'une période en particulier, la relation entre un indice de la survie relative des petits d'une année en particulier et le nombre de petits tués cette année-là pourrait être utilisée pour estimer le nombre moyen de petits nés par année au cours de cette période. Les estimations de la production de petits fondées sur cet indice de survie (ou des variations ténues de cet indice) ont été utilisées par un certain nombre d'auteurs au cours des années 1970 et au début des années 1980. Cependant, en 1982, Cooke a démontré que la formulation élémentaire de l'indice de survie n'était pas appropriée, quoique ses résultats n'aient pas été publiés dans un périodique revu par un comité de lecture avant 1985 (Cooke, 1985). Cooke a dérivé une formule plus correcte et l'a utilisée pour estimer la production de petits entre 1958 et 1967 et entre 1968 et 1977. Cependant, les estimations de l'indice de survie ont presque toujours été calculées à partir de la structure par âge des échantillons de phoques du Groenland mâles tués pendant la mue. Roff et Bowen (1986) ont démontré que la représentation des plus jeunes classes d'âge dans ces échantillons variait considérablement d'une année à l'autre, ce qui rend contestable l'utilisation de l'indice de survie, même de la version de Cooke. Les plus vieilles classes d'âge sont plus uniformément représentées, mais les erreurs dans la détermination de l'âge ont tendance à augmenter avec l'âge des phoques. Comme l'indice de survie est calculé à partir du rapport entre les nombres de phoques appartenant à des classes successives, ce type d'erreur nuit grandement à la fiabilité de l'indice. Par conséquent, la population de petits estimée à partir de l'indice de survie n'a pas été utilisée pendant presque vingt ans. Cependant, Winters et Miller (1998) ont récemment utilisé une série chronologique des effectifs estimés de la population de 1952 à 1976 calculés à partir de la première version de l'indice de survie.

Les données sur les activités des chasseurs ont aussi été utilisées pour estimer la production de petits : on marque des blanchons en fixant des étiquettes numérotées individuellement à une nageoire postérieure, puis on compte les étiquettes ramenées par les chasseurs. Bowen et Sergeant (1983) ont utilisé cette technique pour estimer la production de petits en 1978, 1979 et 1980. Roff et Bowen (1986) ont révisé ces estimations pour tenir compte des phoques marqués qui ont été recapturés après l'analyse de Bowen et Sergeant. Ils ont également recalculé les écarts types de ces estimations, car « les écarts-types précédents [...] étaient surestimés », sans en expliquer toutefois la raison, ni comment ils avaient calculé les nouvelles valeurs. Bowen et Sergeant (1985) ont décrit un autre marquage effectué en 1983, dont les résultats n'ont jamais été publiés dans la littérature primaire.

2.2.2. Phoque à capuchon

Les phoques à capuchon se rassemblent aussi pour se reproduire dans les mêmes secteurs que les phoques du Groenland, mais ils se dispersent habituellement plus largement que ces derniers. On sait que des phoques à capuchon forment aussi une colonie de reproduction plus au nord, dans le détroit de Davis. En 1984 (Bowen *et al.*, 1987) et en 1990 (Stenson *et al.*, 1997a), des relevés complets des colonies de reproduction ainsi que des phoques dispersés sur la banquise avoisinante ont été effectués au large de la côte nord-est de Terre-Neuve. Le relevé de 1984 a également porté sur la colonie du détroit de Davis. Un relevé aérien des nouveau-nés dans le golfe a été effectué en 1991 (Hammill *et al.*, 1992). Il n'y a pas eu de relevé complet de la population de phoques à capuchon depuis 1990-1991. Les estimations de la production de petits ont été corrigées pour tenir compte des phoques identifiés à tort comme des petits, des petits nés après le relevé et de ceux qui sont nés avant le relevé mais qui avaient déjà quitté la banquise.

Stenson *et al.*, (1997a) ont également révisé des estimations antérieures de la production de phoques à capuchon nouveau-nés. Un certain nombre de ces estimations calculées par la méthode de l'indice de survie pour les années 1960 et le début des années 1970 ne peuvent pas être considérées comme fiables. Les estimations pour la période 1977-1982 ne concernaient que les colonies de reproduction situées dans les secteurs de chasse, et elles sous-estimaient presque certainement la production totale de petits. Stenson *et al.*, (1997a) ont rejeté les résultats d'un autre relevé effectué en 1985, qui indiquait une production de petits inférieure à celle des deux autres relevés, parce qu'il était impossible de corriger les estimations afin de tenir compte des petits qui avaient déjà quitté la banquise et de ceux qui étaient nés après le relevé. Dans le cas du phoque à capuchon, contrairement à celui du phoque du Groenland, cette correction peut être importante, et le fait de ne pas en tenir compte entraînera un biais négatif important.

2.2.3. Phoque gris

Les principales colonies de reproduction du phoque gris se trouvent dans la partie sud du golfe du Saint-Laurent et sur l'île de Sable, située au large de la côte est de la partie continentale de la Nouvelle-Écosse (Lesage et Hammill, 1999). Entre 1976 et 1990, tous les petits phoques gris nés sur l'île de Sable ont été comptés et marqués, ce qui a permis d'obtenir la meilleure série chronologique des effectifs d'une espèce de phoque de l'Atlantique. À mesure que le nombre de phoques sur l'île de Sable augmentait, il est devenu de plus en plus difficile de réaliser ces dénombrements exhaustifs; aussi, des relevés aériens photographiques ont-ils été effectués en 1989 et en 1990 (Bowen *et al.*, 1999). D'autres relevés aériens ont été faits selon le même protocole en 1993 et en 1997 (Bowen *et al.*, 1999). Les résultats de ces relevés ont été corrigés, par des méthodes semblables à celles mises au point pour les phoques du Groenland et à capuchon, afin de tenir compte des nouveau-nés qui n'apparaissaient pas sur les photos et des animaux nés avant et après le relevé en question. La production de petits s'est accrue d'une moyenne de 12,7 % par année depuis 1976.

En 1984, 1985, 1986, 1989 et 1990, on a estimé la production de petits dans le golfe en marquant des nouveau-nés et en enregistrant les recaptures faites dans le cadre d'études scientifiques effectuées à l'île d'Anticosti dans le golfe ou en observant directement les phoques sur l'île de Sable (Hammill *et al.*, 1998). Myers *et al.*, (1997a) ont estimé de façon indépendante

la production de petits en 1989 et en 1990 à partir des même données, mais en tenant compte de la migration entre les lieux de recapture. Des relevés aériens de la production de petits dans le golfe ont été réalisés en 1996 et en 1997 (Hammill *et al.*, 1999a). Si toutes les estimations disponibles de la production de petits sont utilisées, le taux annuel d'accroissement de 1984 à 1997 s'établit à 3,4 % (Hammill *et al.*, 1999a). Cependant, Hammill *et al.*, (1999a) ont suggéré que le mauvais état de la glace, qui aurait causé une forte mortalité des petits avant le relevé, pourrait ainsi avoir influé sur les résultats du relevé de 1997. Si l'on exclut les résultats du relevé de 1997, le taux annuel d'accroissement de la production de petits s'établit à 6,5 %.

2.3. Mortalité

La mortalité qui touche les phoques de l'Atlantique est de deux types : celle qui est attribuable à des causes naturelles et celle qui découle des activités humaines. Cette dernière comprend les phoques tués intentionnellement lors de la chasse au Canada et au Groenland (y compris les phoques abattus mais non récupérés par les chasseurs) et les phoques qui meurent après s'être empêtrés dans des engins de pêche. Évidemment, cette mortalité peut varier considérablement d'une année à l'autre et elle doit être explicitement documentée. En général, on suppose que la mortalité attribuable à des causes naturelles (comme les maladies, les accidents, le manque de nourriture et la prédation) fluctue autour d'une certaine moyenne à long terme et peut être décrite par un seul paramètre. Chez les populations qui ne subissent pas de mortalité anthropique à grande échelle, les taux de mortalité naturelle peuvent être estimés en analysant le nombre d'animaux appartenant à des classes d'âge successives. Toutefois, des phoques de toutes les espèces de l'Atlantique ont historiquement été exploités ou éliminés, ce qui ressort dans leur structure par âge : il est donc pratiquement impossible d'estimer la mortalité naturelle de cette façon. On a plutôt estimé la mortalité naturelle en ajustant un modèle de population à une série chronologique d'estimations de la production de petits; la section **2.5** décrit cette procédure. La présente section est axée sur l'information actuellement disponible concernant la mortalité causée par les activités humaines.

2.3.1. Phoque du Groenland

Le MPO documente de façon relativement détaillée le nombre de phoques abattus et débarqués annuellement par les chasseurs canadiens depuis 1972. Des données sur le nombre de phoques abattus au Groenland ont été rendues disponibles de façon irrégulière en raison de la grande distance entre les collectivités groenlandaises. Il a été encore plus difficile d'obtenir des données précises sur le nombre de phoques tués au Nunavut. Les rapports rédigés par le groupe de travail conjoint CIEM/OPANO sur le phoque du Groenland et le phoque à capuchon (p. ex., Anon., 2000) présentent un résumé utile de l'ensemble des statistiques canadiennes et groenlandaises disponibles sur la chasse. On s'est récemment beaucoup inquiété (p. ex., Anon., 1997a) du fait que ces statistiques publiées sous-estimeraient le nombre de phoques réellement tués chaque année parce qu'elles ne tenaient pas compte des phoques abattus mais non récupérés par les chasseurs (phoques « touchés et perdus » dans le jargon des baleiniers), ni des phoques qui mouraient après s'être empêtrés dans certains types d'engins de pêche, et que les données sur l'ampleur de la chasse au Groenland n'étaient pas à jour. Même si l'on a soutenu que cette mortalité supplémentaire serait incluse dans l'estimation de la mortalité naturelle (voir la section **2.5**), cela ne serait exact que si la mortalité due à ces causes est généralement constante dans le temps. Si cette mortalité augmente, comme cela semble se produire pour la chasse groenlandaise, ou si elle varie selon les classes

d'âge, la mortalité totale serait sous-estimée pour les dernières années et surestimée, pour les premières années.

Lavigne (1999) a donné suite à ces préoccupations en estimant, à partir de données publiées, l'ampleur de la mortalité des phoques touchés et perdus lors des chasses canadienne et groenlandaise. À sa réunion de 1999 (à laquelle participait Lavigne), le Comité national des mammifères marins a examiné ces estimations et s'est entendu sur des estimations révisées du taux de phoques touchés et perdus (Gagné, 1999a). On dispose maintenant de données sur les prises accessoires de phoques du Groenland dans la pêche de la lompe au filet maillant (Walsh *et al.*, 2000), ainsi que de données assez à jour sur les structures par âge et selon la taille des captures groenlandaises (voir Stenson *et al.*, 2000a). On sait que les pêches de la morue au filet maillant et au chalut capturent accessoirement des phoques du Groenland (p. ex., Lawson et Stenson, 1997), mais la quantité de ces prises accessoires a présume-t-on fléchi, étant donné la réduction de ces pêches.

Des modèles de la dynamique de la population de phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest intègrent maintenant les estir..ations du nombre de phoques tués annuellement par les chasseurs canadiens et groenlandais (y compris ceux touchés et perdus) et capturés accessoirement dans la pêche de la lompe (Healey et Stenson, 2000), voir la section **2.5**. Toutefois, des inquiétudes persistent quant au taux réel de phoques adultes et prépreproducteurs abattus et perdus dans l'eau par des chasseurs inexpérimentés (voir Gagné, 1999a), aux causes de la forte augmentation des captures faites au Groenland depuis le milieu des années 1980 (qui sont passées de moins de 20 000 à presque 70 000 en quelques années), à l'ampleur de l'« écrémage » (rejet de femelles) les années où les pénis de phoque se vendent à fort prix et à l'ampleur de la chasse dans l'Arctique canadien.

2.3.2. Phoque à capuchon

Le phoque à capuchon fait l'objet d'une chasse commerciale depuis le XIX^{e} siècle. De 1974 à 1982, 12 500 phoques ont été récoltés en moyenne par année (Stenson *et al.*, 1997a). Ce nombre comprend une proportion élevée de femelles adultes que l'on a tuées pour avoir accès à leurs petits à dos bleu, dont la peau est très prisée. À la suite de l'effondrement des marchés européens des peaux de « bébés phoques », il est interdit de tuer les jeunes à dos bleu, et les prises annuelles de phoques à capuchon au Canada ont varié considérablement, allant de moins de 100 en 1986, 1993 et 2000 jusqu'à plus de 5 000 en 1991, 1997 et 1998, et plus de 25 000 en 1996 (ICES, 2000). Le nombre très élevé des prises de 1996 (2,5 fois le total autorisé des captures) était attribuable à l'état inhabituel des glaces qui a permis aux phoques de former leurs colonies de reproduction près des côtes : les chasseurs ont donc pu tuer un grand nombre de jeunes en peu de temps. Depuis 1992, environ 7 500 phoques à capuchon, provenant surtout de l'Atlantique Nord-Ouest, sont chassés annuellement dans l'ouest et le sud-est du Groenland (ICES, 2000).

2.3.3. Phoque gris

Bien que l'on eut estimé que la population de phoques gris avait été largement décimée par la chasse très répandue au XIX^{e} siècle, on en savait peu sur l'abondance de cette espèce avant les années 1970. Toutefois, de 1967 à 1984, le ministère des Pêches et des Océans effectuait

l'abattage sélectif annuel de 114 à 2 375 phoques dans des colonies situées dans le golfe du Saint-Laurent et le long de la côte est de la Nouvelle-Écosse (Zwanenburg et Bowen, 1990). En outre, des titulaires de permis de pêche ont reçu des primes pour l'abattage de 4 379 phoques gris entre 1978 et 1990.

2.4. Taux de gestation

Si les taux de gestation et de survie restent constants, la production de petits constitue alors un indice fiable de l'effectif total d'une population de phoques. Par contre, s'ils varient, la tendance dans la production de petits peut être trompeuse. Pour être en mesure de comprendre la dynamique d'une population de phoques, il faut donc surveiller les taux de gestation. Comme les femelles gravides peuvent perdre leur foetus à n'importe quel moment, les taux de gravidité observés aux dernières étapes de la gestation constituent le lien le plus fiable entre la production de petits et l'effectif des femelles adultes dans la population.

2.4.1. Phoque du Groenland

On dispose de données sur les taux de gestation avancée par âge observés pour des femelles prélevées à Terre-Neuve et au Labrador, depuis 1954, surtout pendant la période de novembre à février. Sjare et Stenson (2000) résument ces données; les années 1955-1964, 1971-1977, 1983 et 1984 sont absentes de cette série chronologique.

Bowen *et al.* (1981) ont analysé les taux de gestation observés jusqu'à 1979 : ils ont montré que le pourcentage de femelles gravides a augmenté de 85 à 94 % durant cette période. Cette hausse était presque entièrement attribuable aux femelles de moins de sept ans. Par conséquent, l'âge moyen à la maturité est passé d'environ 6 ans en 1952 à 4,5 ans en 1979.

Depuis 1979, l'échantillon annuel est plutôt petit; pour quelques années (p. ex., 1980, 1986 et 1988), certaines classes d'âge ne sont pas représentées, tandis que d'autres ne sont représentées que par un ou deux individus. Les estimations des taux de gestation par âge pour ces années ne sont donc pas fiables; il faut donc trouver une méthode permettant de regrouper les données sur un certain nombre d'années. Warren *et al.* (1997) ont utilisé une série de tableaux de contingence 2x2 pour décider quand grouper les données d'années consécutives. Healey et Stenson (2000) ont présenté la série « harmonisée » des taux de gestation obtenus par cette méthode. Dans cette série, le taux de gestation des femelles de 5 et de 6 ans est élevé dans les années 1970, tandis que celui des femelles de 7 ans est légèrement élevé du milieu des années 1960 jusqu'au milieu des années 1980. Le taux de gestation chez les femelles âgées d'au moins 8 ans diminue constamment depuis 1980.

La méthode de Warren *et al.* (1997) a le désavantage de produire de brusques variations du taux de gestation estimé qui ont des effets brusques sur les changements prédits de la production de petits (voir la section **2.5.1**). Healey *et al.* (2000) ont plutôt appliqué une fonction non linéaire continue aux données pour chaque classe d'âge en utilisant une régression non paramétrique et ont estimé les changements pour les années sans échantillon à l'aide de la technique du lissage de type noyau. Les résultats de leur analyse donnent à penser que les taux de gestation des femelles âgées de 7 ans et

plus ont fléchi de façon soutenue depuis la fin des années 1960, alors que ceux des femelles de 5 et de 6 ans étaient à leur maximum à la fin des années 1970.

La littérature compte de très nombreuses références à la relation apparente entre les taux de gestation avancée et la taille de la population. Un certain nombre d'auteurs (p. ex., Lett *et al.*, 1981; Winters et Miller, 1998) ont dérivé une relation entre ces deux variables qu'ils avaient alors utilisée pour estimer comment un rendement soutenu pourrait varier avec la taille de la population, ainsi que la taille à l'équilibre de la population de phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest en l'absence de chasse. Cependant, comme le groupe de travail conjoint CIEM/OPANO sur le phoque du Groenland et le phoque à capuchon l'a remarqué (ICES, 2000), les estimations du taux de gestation sont utilisées dans le calcul de la taille de la population et, par conséquent, les deux séries chronologiques ne sont pas indépendantes. Ainsi il est donc impossible d'interpréter la signification statistique des relations prédites.

Lett *et al.* (1981) ont utilisé les données recueillies entre 1951 et 1977 pour dériver des relations linéaires entre les taux de gestation avancée, l'âge moyen à la première gestation et l'effectif total de la population. Ils ont prédit que le rendement maximal soutenu (RMS) de cette population avoisinait 200 000 animaux dans le cas où la population compte de 1,5 à 2 millions d'individus. Selon les prévisions, la taille de la population à l'équilibre serait d'environ 5,5 millions, auquel point le taux de gestation aurait fléchi à 0,62.

Winters et Miller (1998) ont utilisé deux séries chronologiques différentes des estimations de la population et ont groupé les données sur les taux de croissance de 1952 à 1992 afin d'obtenir une relation linéaire semblable à celle utilisée par Lett *et al.* (1981). Dans ce cas, le RMS s'établit à 280 000 animaux pour une population de 3,5 à 4 millions, et la taille de la population à l'équilibre avoisine 7 millions d'individus.

Warren (1999) a résumé de façon très cohérente les problèmes découlant de ce type d'analyse, où les relations sont extrapolées bien au-delà de la fourchette de données disponibles. En outre, une relation linéaire avec la taille de la population n'est pas réaliste sur le plan biologique, puisqu'elle sous-entend que le taux de gestation peut être inférieur à 0,0 lorsque la population se trouve sous un certain niveau seuil, et supérieur à 1,0 quand la population dépasse un autre seuil. Comme la gestation est une variable binomiale, une régression logistique est plus appropriée (voir, par exemple Boyd, 2000).

Les estimations les plus récentes de l'effectif de la population de phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest utilisent une série lissée d'estimations du taux de gestation qui sont, dans une certaine mesure, découplées des données brutes sur les taux de gestation d'une année à l'autre. La **figure 2.1** illustre point par point ces taux de gestation bruts en regard de la taille estimée de la population dans le cas des animaux âgés de 5 ans et de 8 ans et plus. Bien qu'il y ait une relation négative dans les deux cas, les points sont beaucoup plus éparpillés que ne laissait sous-entendre la figure 8 dans Winters et Miller (1998) ou dans la figure 22 de Winters et Miller (2001). Étant donné que l'effectif total de la population s'est accru de façon soutenue au cours de la période couverte par ces échantillons, il est impossible, à partir de ce diagramme, de distinguer les effets de la taille de la population des effets d'autres variables environnementales qui ont évolué dans le temps. Cependant, une analyse plus détaillée, réalisée de façon semblable à la dernière analyse de

Boyd (2000) des données sur la gestation chez le phoque gris au R.-U., dans laquelle l'année, la taille de la femelle, l'âge des femelles, la date de la collecte et une certaine mesure de la disponibilité de nourriture (comme la biomasse de capelan) sont considérés comme des variables explicatives, devrait éclaircir la situation.

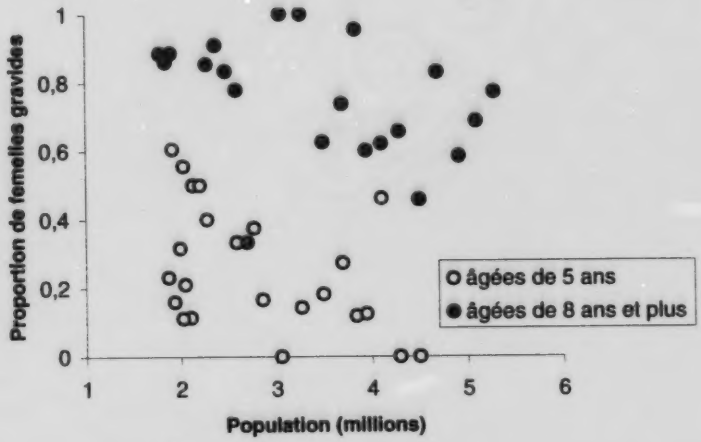


Figure 2.1. Variation dans le taux de gestation en fonction de la taille de la population de phoques du Groenland âgés de 5 ans et de 8 ans et plus échantillonnés entre 1965 et 1997. Données fournies par G. Stenson (MPO).

La production de remplacement actuellement estimée à 531 000 sujets pour la population de l'Atlantique Nord-Ouest (Healey et Stenson, 2000) est beaucoup plus importante que les rendements maximaux soutenus calculés par Lett *et al.* (1981) ou par Winters et Miller (1998), parce que la productivité nette de la population s'est accrue de façon soutenue avec la taille de la population d'après les valeurs observées au cours des 30 dernières années (1,8-5,3 millions), plutôt que d'atteindre un maximum au moment où la population se trouvait à un niveau intermédiaire, tel que l'avaient prédit les calculs du rendement maximal soutenu. L'augmentation de la taille de la population a plus que compensé pour le fléchissement du taux de recrutement net de la population constaté depuis les années 1970, en raison de la diminution du taux de gestation. Par conséquent, la productivité nette (le recrutement net multiplié par la taille de la population, soit l'équivalent du rendement soutenu pour une chasse aléatoire de la population) s'est accrue de façon constante. La **figure 2.2** illustre comment le taux de recrutement net et la productivité nette des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest ont varié avec la taille de la population entre 1960 et 1999. Le taux de recrutement net est équivalent au taux intrinsèque d'accroissement (r) de la population en l'absence de toute exploitation. Il a été calculé à chaque taille de population, à l'aide de la formule simplifiée de Goodman (1980) avec la série chronologique lissée des taux de gestation de Healey *et al.*, (2000), et les valeurs de mortalité chez les adultes et les individus d'un an de 0,058 et de 0,175 de Healey et Stenson (2000). Il n'y a pas de preuve de relation non-linéaire dans la série chronologique de la productivité nette, ce qui donne à penser que la production de remplacement continuera d'augmenter si la population s'accroît en taille au-dessus de son niveau actuel.

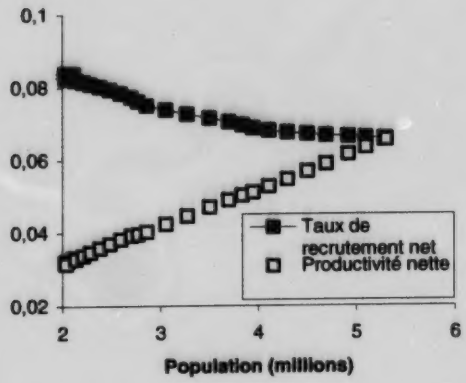


Figure 2.2. Variation dans le taux de recrutement net et la productivité nette (calculée comme étant le recrutement net x taille de la population/taille de la population en 1999) du phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest entre 1960 et 1999.

2.4.2. Phoque à capuchon

Aucune donnée détaillée sur les taux de gestation avancée des phoques à capuchon dans l'Atlantique Nord-Ouest n'a été publiée depuis 20 ans. Myers et Stenson (1996) ont présenté des données sur la proportion de phoques matures aux âges de 4 à 9 ans (pour des échantillons recueillis en 1979 et en 1984). Ils se sont ensuite servi de données présentées par Born (1982) sur le taux de gestation global des phoques abattus dans le sud du Groenland pour calculer des taux de gestation par âge. Hammill et Stenson (2000) ont utilisé un ensemble différent de taux de gestation par âge qui ont été établis entièrement à partir d'échantillons recueillis à Terre-Neuve dans les années 1980 et 1990.

2.4.3. Phoque gris

Mansfield et Beck (1977) ont estimé des taux de gestation par âge des phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest. Zwanenburg et Bowen (1990), ainsi que Mohn et Bowen (1996) ont utilisé ces données pour calculer les variations dans l'effectif de cette population, mais ils ont dû augmenter le taux de gestation des phoques de 6 ans et plus pour qu'il corresponde à la hausse observée de la production de petits à l'île de Sable. Hammill et Stenson (2000) ont effectué des calculs semblables à partir des taux de gestation par âge chez des phoques échantillonnés dans le golfe de Saint-Laurent (Hammill et Gosselin, 1995).

2.5. Effectif total des populations

2.5.1. Phoque du Groenland

Si l'on dispose d'une série chronologique des taux de gestation par âge et du nombre de ponctions par âge, il est possible de construire un modèle mathématique de la dynamique d'une population de

phoques selon un petit nombre de paramètres biologiques (à condition de supposer que ces paramètres sont constants dans le temps et pour les phoques de tous âges). Ces paramètres peuvent ensuite être évalués en comparant une série de prédictions données par le modèle avec les valeurs observées. Roff et Bowen (1983) ont élaboré le modèle de population de base qui a servi à estimer les effectifs de phoques du Groenland depuis 15 ans. Ils ont supposé que le taux annuel de mortalité naturelle était identique pour toutes les classes d'âge et ne variait pas d'une année à l'autre ou que le taux de mortalité des phoques durant la première année de leur vie était trois fois plus élevé que celui des phoques adultes. Ils ont ensuite estimé le taux de mortalité des adultes et la production de petits pour une première année (1967) en comparant les résultats du modèle à la distribution statistique des estimations de la production de petits obtenues par marquage-recapture pour 1978, 1979 et 1980, ainsi qu'aux estimations des effectifs relatifs des cohortes de 1967, 1968, 1971 et 1972 calculées à partir de la structure par âge des prises de phoques mâles ayant mué (voir la section **3.1.2.1**).

Dans la méthode de Roff et Bowen, la valeur de la production de petits en 1967 est nécessaire pour calculer la répartition par âge de la population pour la première année. Afin d'éviter cette dépendance à l'égard d'une seule valeur, Cadigan et Shelton (1993) ont supposé que les prises de blanchons au cours des années 1940 et 1950 étaient une fraction constante (**s**) de la production totale de petits; ainsi, en multipliant 1/**s** par les prises d'une année donnée, on obtient une estimation de la production de petits cette année-là. Ils ont montré que la production de petits d'une année donnée pouvait être exprimée comme une fonction de **s**, du taux de mortalité naturelle (**m**), ainsi que des prises et taux de gestation passés. On peut donc utiliser une série d'estimations de la production de petits, avec leur distribution d'échantillonnage, pour obtenir des estimations du maximum de vraisemblance de **s** et de **m** en appliquant des techniques des moindres carrés pondérés non linéaires. Ces estimations peuvent ensuite servir à calculer l'effectif total de la population et la production de remplacement pour n'importe quelle année. Au début, on croyait pouvoir utiliser les variances asymptotiques de **s** et de **m** pour calculer les limites de confiance de l'effectif de la population et de la production de remplacement. Mais Warren *et al.* (1997) ayant montré que cette méthode sous-estimait considérablement les limites de confiance, on calcule dorénavant celles-ci en effectuant de nombreuses itérations de la procédure d'estimation à partir de données de production de petits obtenues par rééchantillonnage aléatoire des distributions de ces estimations.

Healey et Stenson (2000) décrivent la plus récente application de cette approche. Ils ont utilisé une série chronologique harmonisée des taux de gestation, une série du nombre de phoques prélevés par âge (qui tient compte des phoques touchés et perdus ainsi que des prises accessoires) et des estimations de la production de petits en 1978, 1979, 1980, 1983, 1990, 1994 et 1999 pour **s** et **m**. Ces valeurs servent ensuite à calculer une série chronologique de la production de petits et de l'effectif total de la population, ainsi que la production de remplacement pour l'année 2000 en fonction de diverses structures par âge. Cette production de remplacement peut être divisée en deux composantes : une pour les prises canadiennes et l'autre, pour les prises groenlandaises.

Les conclusions générales de cette analyse (à savoir que le nombre de phoques du Groenland a constamment augmenté depuis qu'on a imposé des limites de captures dans les années 1970, que cette hausse s'est accélérée dans les années 1980 et au début des années 1990, en raison des faibles taux de capture durant cette période, et que l'effectif de la population s'est à peu près stabilisé

depuis le milieu des années 1990) semblent solides. Cela semble être corroboré par le nombre croissant de phoques vagabonds observés au sud de l'ancienne aire de répartition de l'espèce (McAlpine et Walker, 1999, Stevick et Fernald, 1998). Par contre, selon McAlpine *et al.* (1999a), la hausse de ces observations serait davantage attribuable à des changements dans la disponibilité de nourriture qu'à des variations dans l'effectif total de la population.

Les estimations prévisionnelles de la production de petits correspondent plutôt mal aux données obtenues par relevé aérien (selon Winters et Miller (2001), situation qui est aggravée par les brusques variations que présente la série chronologique de taux de gestation pour 1991 et 1995. Toutefois, le groupe d'experts a pris connaissance des résultats d'une nouvelle analyse des données utilisée à l'aide de la série chronologique lissée des taux de gestation calculés par Healey *et al.* (2000). Cela a permis d'obtenir une bien meilleure correspondance avec les données obtenues par relevé aérien. Stenson a aussi répété cette estimation en utilisant l'estimation révisée de la variance pour le relevé aérien de 1999 (voir la section **2.2.1**), et en supposant que la variance de l'estimation de 1994 pourrait aussi être réduite par une valeur semblable si ces données étaient analysées de nouveau à l'aide de l'approche de Stahl *et al.* (2001). La correspondance de ces données avec le modèle est légèrement meilleure que celle obtenue avec les coefficients actuels de variation. Cette estimation révisée de l'effectif de la population en 2000 est d'environ 10 % supérieure à celle de Healey et Stenson (2000), alors que l'estimation pour 1970 y est environ inférieure de 7 %.

Voici ce qu'indiquent les limites de confiance pour les estimations de l'effectif de la population et de la production de remplacement calculées par Healey et Stenson (2000) : si on répétait de nombreuses fois les sept estimations de la production de petits, les estimations de l'effectif de la population et de la production de remplacement se situeraient à l'intérieur de ces limites dans 95 % des cas. Toutefois, la variabilité d'échantillonnage des estimations de la production de petits ne constitue qu'une des sources d'incertitude du calcul de l'effectif de la population et de la production de remplacement. L'erreur dans l'estimation du nombre de phoques prélevés par âge et celle dans la série chronologique des taux de gestation sont d'autres sources d'incertitude évidentes. En général, on semble supposer que les procédures d'estimation de l'abondance sont relativement insensibles à l'incertitude des estimations du taux de gestation annuel par âge comme l'indique l'analyse de Warren *et al.* (1997). Toutefois, ces chercheurs n'ont tenu compte que des effets de la variance de l'échantillonnage des estimations du taux de gestation groupées selon la méthode du tableau de contingence. Que la méthode du lissage de type noyau ait donné une série chronologique assez différente porte à croire que la procédure de groupement ajoute de l'incertitude dont on doit tenir compte.

2.5.2. Phoque à capuchon

La seule estimation récente du total des effectifs de la population de phoques à capuchon est celle présentée par Hammill et Stenson (2000). Ces chercheurs ont utilisé la différence entre les estimations de la production de petits au large de Terre-Neuve en 1984 et 1990 pour calculer un taux annuel d'accroissement de la population. Ils ont alors calculé le taux de mortalité pendant la première année de vie requis pour obtenir ce taux d'accroissement, à la lumière des valeurs observées du taux de gestation selon l'âge (voir la section **2.4.2**) et d'un taux de mortalité annuel de 0,09 (le milieu de la fourchette de ce paramètre supposé par Myers et Stenson, 1996). Ayant ensuite supposé que les valeurs de ce paramètre demeuraient constantes, ils les ont utilisées pour

prédire la taille totale de la population en 1996. Toutefois, les estimations de la production de petits en 1984 et 1990 n'étant pas statistiquement différentes, on aurait pu supposer que la population était stationnaire pendant cette période. On obtiendrait alors une estimation plus élevée de la mortalité pendant la première année de vie et une taille de la population en 1996 plus faible que prévue, surtout si l'on considère la possibilité que le taux de mortalité des mâles adultes est sensiblement plus élevé que chez les femelles, comme c'est le cas chez d'autres pinnipèdes montrant un dimorphisme sexuel.

L'observation plus fréquente pendant la dernière décennie de phoques à capuchon au sud de leur aire de répartition normale est la seule preuve que le nombre de ces phoques a augmenté depuis 1990 (McAlpine *et al.*, 1999b). Mais, comme dans le cas du phoque du Groenland, McAlpine *et al.* (1999a) ont conclu que des changements dans la quantité de proies disponibles plutôt que l'abondance globale était une explication plus probable.

2.5.3. Phoque gris

Mohn et Bowen (1996) ont calculé les changements dans l'effectif de la population de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest de 1967 à 1995 à partir des taux de gestation par âge estimés par Zwanenburg et Bowen (1990), d'une tendance supposée des taux de survie par âge (notamment des taux moins élevés pour les mâles que pour les femelles), ainsi que des estimations de la production de petits de l'île de Sable, de 1976 à 1990, et dans le golfe du Saint-Laurent, de 1984 à 1990.

Hammill et Stenson (2000) ont calculé l'effectif de la même population en 1990 et en 1996 à partir d'une série légèrement différente de taux de gestation par âge, de la même série d'estimations de la production de petits à l'île de Sable et d'une série révisée d'estimations de la production de petits dans le golfe, série qui comprenait les résultats d'un relevé aérien effectué en 1997 (mais pas la valeur pour 1998). Ils ont supposé que les taux de mortalité étaient identiques pour les mâles et les femelles.

2.6. Approches actuelles de gestion et incidences

2.6.1. Phoque du Groenland

L'approche actuelle de gestion des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest vise à obtenir un niveau de prises durable permettant à la population de maintenir ses effectifs en fixant un total autorisé des captures (TAC) inférieur à la production de remplacement calculée. D'après des calculs effectués par Healey et Stenson (2000), la production de remplacement pour l'année 2000 et au-delà s'établissait à 531 000 bêtes. Cette valeur est fondée sur la supposition que la mortalité naturelle des phoques à l'âge 0 est trois fois plus élevée que celle des phoques âgés d'un an et plus, et que 70 % des prises sont composées de jeunes de l'année. En tenant compte de l'incertitude reliée aux données sur la production de petits et sur la reproduction, la production de remplacement estimée s'établirait entre 373 000 et 693 000 sujets, avec un niveau de 95 %.

Afin de pouvoir estimer la portion de cette production de remplacement qui pourrait constituer les prises commerciales canadiennes, Healey et Stenson (2000) ont estimé les prises groenlandaises et dans l'Arctique canadien, de même que les taux de phoques touchés et perdus associés à ces prises, et la mortalité reliée aux captures accessoires. Ils ont ajusté la production de remplacement calculée en fonction de ces valeurs et ont présenté la production de remplacement en unités de prises potentielles sur le front canadien et dans le golfe. La proportion de jeunes de l'année dans les prises commerciales canadiennes a varié de 70 à plus de 90 %. En 1999, le front canadien et le golfe ont en fait pris plus de 95 % des jeunes de l'année. En supposant que 90 % des captures sur le front et dans le golfe seraient des animaux d'âge 0 et, en tenant compte des animaux touchés et perdus lors de cette chasse, la composante sur le front et le golfe de la production de remplacement était estimée à 257 000 animaux, avec une fourchette de 102 000 à 342 000 sujets et un coefficient de confiance de 0,95.

Les données sur les captures qui sont entrées dans le modèle utilisé pour estimer la production de remplacement ne sont pas entièrement composées de prises déclarées. Les captures comprennent également les prises accessoires réalisées dans le cadre de la pêche de la lompe à Terre-Neuve (Walsh *et al.*, 2000) et dans l'est des États-Unis (Waring *et al.*, 1999), et les estimations des animaux touchés et perdus lors de diverses chasses (Anon., 1999). On suppose que 5 % des jeunes de l'année et 50 % des animaux âgés d'un an et plus sont touchés et perdus. Il est supposé que 50 % des phoques abattus dans l'Arctique canadien et au Groenland sont perdus. En d'autres mots, pour chaque phoque du Groenland âgé de plus d'un an qui est capturé, on suppose qu'un autre est abattu et n'est pas récupéré.

On estime que 17 000 phoques sont accessoirement capturés lors de la pêche de la lompe (Walsh *et al.*, 2000). Dans l'Arctique canadien, pour 4 881 animaux capturés, 4 881 autres phoques sont touchés et perdus (Lavigne, 1999; Anon., 1999). Aux États-Unis, les prises accessoires sont estimées à 398 (Waring *et al.*, 2000). Les prises au Groenland en 2000 sont estimées à 103 707 animaux (Stenson *et al.*, 2000b), un nombre semblable de phoques étant touchés et perdus. Cette estimation est basée sur une tendance calculée à partir des prises déclarées au Groenland à la fin des années 1990. Le chiffre est en fait plus élevé que tout niveau atteint jusqu'à maintenant et peut être surestimé. Le plan de gestion du phoque de 2001 (DFO, 2001a) porte à croire que la chasse au Groenland peut s'être stabilisée à environ 80 000 animaux. Il est clair que les prises de phoques du Groenland à cet endroit ont un effet important sur le nombre de prises qui peuvent être disponibles pour les chasseurs de phoques canadiens.

Il ne semble pas y avoir d'accord officiel sur la cogestion avec le Groenland pour faciliter la planification et la gestion conjointes du phoque du Groenland. Le groupe d'experts a écrit au Sous-ministre adjoint de la Gestion des pêches au MPO pour obtenir des éclaircissements. Dans sa lettre du 11 juin 2001, le SMA lui a répondu qu'effectivement, rien n'avait été conclu entre le Canada et le Groenland pour appuyer précisément la gestion ou la recherche conjointes concernant les stocks de phoques du Groenland et de phoques à capuchon. Cela est surprenant compte tenu que les stocks de phoques du Groenland chassés dans l'Atlantique Nord-Ouest se trouvent entièrement dans la limite de 200 milles du Canada et du Groenland.

Il n'existe pas de mécanisme officiel pour coordonner les recherches sur les phoques au Canada et au Groenland. Cependant, le groupe d'étude conjoint CIEM/OPANO sur le phoque du Groenland

et le phoque à capuchon sert de tribune pour les discussions sur la recherche et fournit des conseils pour appuyer la gestion conjointe des phoques. En outre, les scientifiques canadiens et groenlandais discutent régulièrement de leur programme respectif de recherches sur les phoques, et ces discussions portent couramment sur la conduite d'un programme conjoint de marquage pour le repérage par satellite visant à aider à documenter les déplacements des phoques et les aires de répartition des stocks.

Le Canada participe en tant qu'observateur à la North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO), un organisme fondé pour la conservation, la gestion rationnelle et l'étude des mammifères marins dans l'Atlantique Nord.

Comme susmentionné, le SMA a précisé dans sa lettre qu'il n'y a pas d'entente officielle conclue entre le Canada et le Groenland pour la gestion et la conservation du phoque du Groenland et du phoque à capuchon, contrairement à la structure en place pour les consultations sur le narval et le béluga. Le dialogue qui s'est amorcé a été intensifié par l'élaboration récente d'un recueil détaillé sur la gestion du phoque. Une fois complété et mis à jour, le recueil permettra aux deux parties de bien comprendre les pratiques mutuelles de gestion. En ce qui concerne les moyens par lesquels le Canada est mis au courant de la chasse au Groenland, le SMA conclut dans sa lettre que, bien que le Canada ne précise pas de prises « autorisées » spécifiques pour le Groenland lorsqu'il établit les quotas canadiens, les activités du Groenland sont prises en compte au moment de l'établissement des quotas pour le Canada en fonction de l'estimation de la production de remplacement.

Le groupe d'experts est d'avis que le Canada devrait chercher à conclure une entente officielle avec le Groenland sur la gestion conjointe du troupeau de phoques du Groenland, qui passe sa vie exclusivement à l'intérieur des zones économiques de ces deux pays. Le moment de conclure une telle entente peut être opportun si le Canada envisage des changements importants dans sa stratégie de gestion des stocks de phoques qui sont d'importantes ressources à la fois pour le Canada et le Groenland. Si de nouveaux objectifs de gestion doivent être poursuivis, les perspectives de réussite seront meilleures s'il existe une entente bilatérale efficace avec harmonisation des objectifs stratégiques.

Il vaut la peine de mentionner que le Canada et le Groenland soutiennent tous deux leur chasse respective par divers moyens. Dans le cas du Groenland, ces mesures comprennent une importante subvention versée par le gouvernement aux chasseurs de phoques. Alors qu'un accord conjoint de gestion devrait mettre l'accent d'abord sur les questions de biologie et de capture, il peut être approprié également de traiter des questions économiques, y compris de l'harmonisation des politiques de manière à ce que les règles du jeu soient les mêmes pour les chasseurs de phoques des deux pays.

Il est probable que les TAC canadiens actuels soient fixés de manière à maintenir les populations de phoques. Mais il est moins clair si cette approche correspond à la politique du gouvernement canadien de prendre une approche de précaution à la gestion des ressources marines sauvages parce que ce but n'est pas assorti d'un objectif de gestion précis. Cependant, nous notons ici que, si l'objectif de gestion est de maintenir la population de phoques du Groenland à son niveau actuel, l'adoption d'une approche de précaution nécessiterait que l'on définisse un risque acceptable de déclin et le calcul d'un TAC le plus susceptible d'atteindre cet objectif. Si l'on utilise la production

de remplacement pour fixer le TAC, le risque est alors de 50 %. D'autres objectifs de gestion sont discutés au chapitre 5.

2.6.2. Phoque à capuchon

Le TAC actuel de 10 000 phoques à capuchon dans l'Atlantique Nord-Ouest est basé sur l'analyse de Myers et Stenson (1996), dans laquelle les productions de remplacement sont calculées comme étant une proportion de la production de petits pour une gamme de taux de mortalité des adultes et des juvéniles et pour des chasses avec différentes structures par âge. Le plan de gestion du phoque de 2001 précise que la production de remplacement se chiffre entre 24 000 et 34 000 animaux, selon la composition par âge des captures. Cependant, cette fourchette de valeurs de la production de remplacement est calculée pour une combinaison précise de taux de mortalité naturelle (0,09 pour les adultes, 0,27 pour les petits). Si la gamme complète de taux de mortalité envisagée par Myers et Stenson (1996) est utilisée (et il faudrait se rappeler qu'il n'y a pas d'estimations du tout des taux de mortalité dans cette population), la production de remplacement se situe quelque part entre 12 000 et 57 000 animaux. Cette estimation est basée sur la supposition que la mortalité chez les petits est trois fois plus élevée que celle chez les adultes (comme dans le cas des phoques du Groenland). De toute évidence, il est urgent d'avoir une estimation fiable de la mortalité chez les adultes pour rétrécir cette fourchette.

Les prises déclarées au Canada et au Groenland se sont établies en moyenne à 15 000 entre 1993 et 1999 (ICES, 2000). Si l'on applique aux prises du Groenland le même taux d'animaux touchés et perdus que pour le phoque du Groenland, les prises annuelles totales ont pu s'établir autour de 23 000 animaux. Bien que cette valeur se trouve plus près de l'extrémité inférieure de la fourchette des valeurs de la production de remplacement décrites précédemment, cela n'assure pas que les prises à cette échelle sont durables. Ainsi, la supposition que le nombre de phoques à capuchon a augmenté de façon soutenue depuis 1990 (Hammill et Stenson, 1990) n'est pas nécessairement valide, et un nouveau relevé aérien s'impose de toute urgence.

2.6.3. Phoque gris

À l'heure actuelle, seuls de petits nombres de phoques gris sont capturés dans le Canada atlantique, surtout aux Îles-de-la-Madeleine et au Cap-Breton. Les prises annuelles se sont établies en moyenne à moins de 200 animaux entre 1994 et 2000. En 1998, la North of Smokey Sealers Co-op Limited (Cap-Breton) a proposé une chasse annuelle de 25 000 phoques gris sur une période de trois ans. Le Comité national des mammifères marins a étudié cette proposition à sa réunion de 1998 (Gagné, 1999b), et a seulement conclu que le niveau de prises proposé semblait « peu réaliste ». Il a donc recommandé que la chasse soit limitée aux mâles adultes et aux juvéniles. Hammill (1999) a calculé séparément la production de remplacement des populations du golfe et de l'île de Sable. Ces chiffres dépendent de la structure par âge de la chasse et du taux de croissance supposé pour la population du golfe. La production de remplacement calculée pour une chasse de petits uniquement sur l'île de Sable en 2000 était de 27 300 sujets. La valeur équivalente pour une chasse estivale (composée de 20 % de petits et de 80 % d'animaux d'un an et plus) était de 20 600 sujets. En ce qui concerne le golfe, les productions de remplacement calculées en 2000 variaient de 2 200 (20 % de petits, 80 %

d'animaux d'un an et plus, 3,4 % d'accroissement annuel) à 8 600 (totalité des petits, augmentation annuelle de 6,5 %).

À sa réunion de 1999, le Comité national des mammifères marins (Gagné, 1999a) a noté que, si les productions de remplacement combinées étaient récoltées à d'autre temps que la saison de mise bas (comme cela semblait probable), cela pourrait facilement mener à la surexploitation de la population dans le golfe parce que les individus des deux stocks vont terrir ensemble à un certain nombre d'endroits facilement accessibles. Le Comité a donc suggéré qu'une ponction d'au plus 2 000 phoques par année aurait peu d'incidences à long terme soit sur l'ensemble de la population, soit sur la composante du golfe. En 2000, 342 phoques gris ont été capturés au Cap-Breton, soit 300 de plus que la moyenne annuelle des cinq années précédentes.

2.7. Autres espèces

2.7.1. Phoque commun

Peu d'études ont été publiées sur l'abondance du phoque commun dans le Canada atlantique. Selon les estimations de Boulva et McLaren (1979), les effectifs se chiffraient à 12 700 individus en 1973 et diminuaient à un taux annuel de 4 % à cause d'un programme d'abattage sélectif. D'après les calculs de Hammill et Stenson (2000), ils atteindraient 31 900 bêtes en 1996 si la population avait continué à diminuer à un taux annuel de 4 % jusqu'en 1976, lorsque le programme d'abattage sélectif a pris fin, pour ensuite augmenter à un taux annuel de 5,6 %. Les résultats de relevé aérien effectué dans la baie de Fundy par Stobo et Fowler (1994) appuient dans une certaine mesure l'hypothèse d'un accroissement des effectifs depuis la fin des années 1970. Ces chercheurs ont établi que les effectifs avaient sensiblement augmenté entre 1985 et 1992, mais ils n'ont pas été en mesure d'estimer l'ampleur de cette hausse ni l'abondance de la population de phoques communs.

M. Hammill (MPO) a présenté au groupe d'experts un rapport verbal sur les récents relevés aériens effectués dans le golfe du Saint-Laurent en août dernier. Selon ses estimations, la population compte entre 5 000 et 14 000 bêtes en supposant que les densités observées dans les régions recensées s'appliquaient à toute l'aire de répartition de l'espèce et que 50 % de la population terrissait au moment des relevés. Si l'on inclut l'estimation de 10 000 animaux dans la baie de Fundy, on obtient des effectifs actuels de la population de phoques communs dans le Canada atlantique de l'ordre de 15 000 à 24 000 animaux.

Aucune donnée n'est disponible sur l'état actuel de cette population. Par contre, le nombre de nouveau-nés à l'île de Sable a accusé une baisse phénoménale, passant de plus de 600 en 1989 à environ 40 en 1997, que l'on attribue à la plus grande prédation exercée par les requins dans les eaux de l'île de Sable (Lucas et Stobo, 2000).

2.7.2. Phoque annelé et phoque barbu

Deux autres espèces de phoque, soit le phoque annelé et le phoque barbu, sont aussi présentes dans le Canada atlantique. Des petits nombres de phoques annelés se reproduisent le long de la côte du Labrador, et les vocalisations du phoque barbu ont été entendues au large du nord-est de Terre-Neuve, ce qui porte à croire qu'il peut y avoir de la reproduction dans cette région (B. Sjare,

MPO, comm. pers.). Ces deux espèces dans le Canada atlantique étant nettement moins abondantes que le phoque du Groenland, le phoque à capuchon ou le phoques gris , nous ne les avons pas prises en compte dans ce rapport. Nous notons toutefois qu'elles peuvent livrer concurrence au phoque commun pour la nourriture dans leur aire de répartition estivale (voir Wathne *et al.*, 2000).

2.8. Conclusions et recommandations

2.8.1. Phoque du Groenland

Conclusions : Les estimations des effectifs actuels de la population semblent bien étayées. Des suggestions à l'effet que le niveau actuel de prises entraîne une baisse des effectifs ne sont pas justifiées.

Recommandations : Lorsque des objectifs clairs de gestion de cette population auront été précisés, on devrait adopter une approche de gestion plus prudente tenant compte de l'incertitude liée aux estimations des effectifs et de la production actuels de la population.

2.8.2. Phoque à capuchon

Conclusions : Il n'y a aucune estimation fiable de l'abondance ni de l'état actuels de la population de phoques à capuchon de l'Atlantique Nord-Ouest.

Recommandations : Un nouveau relevé de la colonie de reproduction au large de la côte nord-est de Terre-Neuve doit être fait de toute urgence, tout comme des estimations mieux documentées des taux de gestation par âge, des taux de mortalité et de la structure par âge des prises canadiennes et groenlandaises.

2.8.3. Phoque gris

Conclusions : L'accroissement exponentiel de la colonie de l'île de Sable est bien documenté (bien qu'il faille publier dans les plus brefs délais les données pour les dix dernières années), mais il est peu probable que l'explosion de la population puisse se poursuivre encore très longtemps. La situation dans le golfe du Saint-Laurent est moins claire. Les résultats d'un relevé récent indiquent que le nombre de nouveau-nés a cessé d'augmenter à cet endroit.

Recommandations : Il faudrait faire une nouvelle analyse des données disponibles afin de voir si la dynamique des phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest peut être mieux expliquée en les considérant comme une seule population répartie dans deux endroits géographiques distincts affichant, pour les petits nés dans les colonies du golfe et de l'île de Sable, des taux de mortalité différents pendant la première année de vie.

3. Économie de la chasse au phoque

3.1. Introduction

Le groupe d'experts a examiné les facteurs qui modulent la chasse au phoque et a déterminé le niveau de prises. Il est important de comprendre l'économie de l'industrie de la chasse au phoque pour être en mesure d'interpréter l'évolution historique des débarquements et de prédire le niveau de prises futur. Une fois que le ministre des Pêches et des Océans a fixé le total autorisé des captures (TAC), des facteurs économiques et les conditions de gestion régissant la chasse détermineront le niveau d'effort. La gestion efficace des quotas assurera que des facteurs économiques n'entraîneront pas de dépassement du TAC. Cependant, si le niveau d'effort est très loin de récolter le TAC à cause des mauvaises conditions du marché ou des coûts élevés, le stock de phoques peut alors s'accroître au-delà du niveau cible établi (section **5.2**). Les gestionnaires doivent comprendre les facteurs économiques qui peuvent amener le niveau d'effort à ne pas récolter le quota ou à le dépasser.

C'est au Canada que s'exerce la plus importante chasse au phoque dans le monde; la chasse vise principalement le phoque du Groenland et se déroule surtout dans la province de Terre-Neuve et du Labrador. La chasse au phoque a beaucoup varié au fil des ans. Une partie de cette variation est attribuable aux mesures de gestion et à la politique gouvernementale. Mais la plus grande partie est imputable aux forces du marché et aux changements dans la demande pour divers produits du phoque, tels que l'huile, la graisse, le cuir et la fourrure. Au cours du quart de siècle suivant la fin de la Seconde guerre mondiale, les débarquements de phoques du Groenland ont de loin dépassé les 200 000 bêtes (DFO, 2001a, fig. 2). De 1972 à 1982, les débarquements s'établissaient entre 125 000 et 175 000 bêtes par année. De 1983 à 1995, ils étaient typiquement de l'ordre de 50 000 à 100 000 et bien inférieurs au TAC de 186 000. Cette baisse des débarquements s'explique par l'interdiction de capturer des blanchons et d'utiliser des gros bateaux pour la chasse.

En 1996, la chasse s'est accrue, les débarquements de phoques de Groenland se chiffrant à plus de 240 000 bêtes. En 1998, la chasse a été la plus importante des dernières années, avec des prises de 282 070 animaux, dépassant le TAC de 275 000. Les captures sont demeurées élevées, à 244 522 bêtes en 1999, mais ont fléchi à seulement 91 602 animaux en 2000, à cause de la faiblesse des marchés, des mauvaises conditions de la glace et de la hausse des prix du carburant. Pour l'année en cours (2001), les prises de phoques du Groenland étaient d'environ 210 000 bêtes (sources de l'industrie, comm. pers.). Les marchés étaient fermes en 2001, mais les conditions de la glace ont restreint l'accès aux troupeaux de phoques et ont empêché d'atteindre le TAC.

Les phoques du Groenland constituaient plus de 95 % du total des débarquements de phoques au Canada atlantique, les prises de phoques à capuchon étant beaucoup faibles (environ 4 %). Les prises de phoques gris ont généralement été assez faibles, tandis que celles de phoques annelés et communs l'étaient encore plus. Le gros des discussions de l'industrie de la chasse au phoque porte par conséquent sur le phoque du Groenland. Les phoques sont également chassés aux Îles-de-la-Madeleine, sur la Côte-Nord au Québec et à l'île du Cap-Breton, de même qu'au Nunavut, où prédominent les phoques annelés. La chasse par les Madelinots a atteint en moyenne environ 11 000 bêtes, tandis que les chasseurs de la Côte-Nord au Québec ont pris en moyenne un

peu moins de 1 800 animaux (tous des phoques du Groenland) au cours de la période décennale de 1991 à 2000. Les chasseurs de phoque dans la région comprenant l'île du Cap-Breton et l'Île-du-Prince-Édouard ont capturé environ 1 000 phoques par année (surtout des phoques du Groenland, mais aussi quelques phoques gris). Les chasseurs de phoques sur le front de Terre-Neuve (côte est et Labrador) ont capturé en moyenne 110 000 phoques de toutes les espèces, surtout des phoques du Groenland, mais aussi 5 000 phoques à capuchon et quelques phoques annelés, barbus et communs. Dans le golfe de Terre-Neuve, en moyenne 22 000 phoques, surtout des phoques du Groenland, et des phoques à capuchon, gris et barbus en très petits nombres ont été chassés.

Au Québec, la plus grande partie de la chasse a lieu dans la région des Îles-de-la-Madeleine. Burke Consulting Inc. (1999) indique que, jusqu'à 2000, la plupart des phoques capturés au Québec n'avaient pas été transformés sur place, mais avaient plutôt été vendus à la compagnie Carino Ltd., une filiale de G.C. Reiber and Company of Norway, qui exploite une usine à Dildo, à Terre-Neuve. R. Simon (MPO, comm. pers.) l'a confirmé verbalement au groupe d'experts. Une tannerie a ouvert ses portes aux Îles-de-la-Madeleine en 2000.

Au début des années 1970, lorsque les débarquements étaient élevés, la population estimée de phoques du Groenland était réduite à un peu moins de deux millions d'animaux. La taille actuelle élevée de la population, qui se chiffre environ à 5,2 millions d'animaux, est le résultat des prises relativement faibles entre 1983 et 1995, alors qu'en moyenne, 51 000 phoques du Groenland étaient capturés annuellement, en dépit d'un TAC de 186 000 animaux. Après 1995, le marché pour les peaux de phoque s'est amélioré. Le TAC a été augmenté à 250 000 en 1996, puis à 275 000 bêtes en 1997. Il est demeuré à ce niveau jusqu'à maintenant et est établi dans le but d'assurer que la récolte demeure inférieure à la production de remplacement qui serait de 531 000 animaux pour 2001 (Healey et Stenson, 2000). La production de remplacement est le nombre d'animaux qui peuvent être capturés une année donnée sans réduire la population totale l'année suivante.
Tel que mentionné en **5.2.1.** les motifs justifiant cette procédure de gestion ne sont pas clairs.

Le TAC pour les phoques du Groenland a été accru de 8 000 à 10 000 bêtes en 1998. Les prises ont été très faibles depuis 1998. Il n'y a pas de TAC pour les espèces de phoques autres que les phoques du Groenland et à capuchon. Le phoque gris est également chassé, mais le nombre de prises a été faible. Un nombre modeste de phoques annelés est capturé lors de la chasse de subsistance au Labrador et dans l'Arctique canadien. Des nombres plus faibles de phoques barbus sont également capturés au cours de cette chasse. Le groupe d'experts n'avait pas dans son mandat à examiner la chasse au Nunavut.

3.2. Valeur de l'industrie de la chasse au phoque

Le groupe d'experts a essayé d'obtenir des renseignements fiables sur la valeur de l'industrie de la chasse au phoque, mais il a constaté que les données sont plutôt imprécises et manquent parfois de cohérence. Le MPO (DFO, 2001a) signale que la valeur totale des débarquements de phoques pour 1999 est considérée comme étant inférieure à 7,5 millions de dollars en 1998. Selon le chef du Service statistique du MPO (Kieth Brickley, comm. pers.), la valeur primaire totale de tous les débarquements de phoques en 1998 s'élevait à 5,6 millions de dollars, dont 5,4 millions pour Terre-Neuve. Il s'agit d'un chiffre inférieur à celui déclaré dans le plan de gestion

de 2001 (DFO, 2001a), et nettement inférieur à celui indiqué par le gouvernement de Terre-Neuve. Le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de Terre-Neuve et du Labrador a estimé que la chasse avait rapporté 8 750 000 $ en 1998 (notes d'information du ministère des Pêches et de l'Aquaculture, ci-après DFA, 2000). La raison à l'origine de l'écart entre ces chiffres n'est pas claire. On a suggéré que le MPO base principalement son estimation sur les sommes versées aux chasseurs pour les peaux sans tenir compte des autres produits vendus. Des agents du MPO ont toutefois informé le groupe d'experts qu'ils tiraient leurs données des coupons d'achat préparés par les acheteurs et que tous les produits sont inclus. En regard de cette estimation de la valeur pour les chasseurs, le gouvernement de Terre-Neuve et du Labrador chiffre la valeur à l'exportation à 22 285 000 $ pour 1998 (DFA, 2000). Le groupe d'experts n'a pas été en mesure d'obtenir une estimation du MPO de la valeur à l'exportation de l'industrie de la chasse au phoque pour aucune des dernières années. Selon les estimations de Terre-Neuve pour 1999 (DFA, 2000), la valeur totale pour les chasseurs serait de 7 485 000 $ et la valeur à l'exportation, de 21 020 000 $, alors que, d'après les rapports du MPO (DFO, 2001a), la valeur des débarquements atteindrait environ 6 millions de dollars en 2000.

Les données statistiques compilées par le MPO au cours de la chasse proviennent de deux sources. Dans le cas des bateaux de plus de 35 pieds, il doit y avoir un rapport-radio des prises aux agents des pêches du MPO (A.M. Russell, Statistiques du MPO, St. John's, comm. pers.). Pour les bateaux plus petits, ces agents des pêches estiment le nombre des prises et les déclarent au bureau chef. Cependant, ces données sont vérifiées et révisées par la suite en fonction des coupons d'achat préparés par les transformateurs et d'autres acheteurs. Le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de Terre-Neuve compile ses estimations des valeurs des débarquements en communiquant avec les transformateurs, et leurs estimations de la valeur des produits finaux proviennent de la même source que l'information compilée par le MPO. La raison de cet écart dans les valeurs des débarquements entre les deux ministères demeure un mystère, étant donné que les deux séries de données sont compilées à partir de sources de l'industrie. Le MPO ne fait pas de déclaration sur la valeur des produits et, sur demande, a été en mesure de fournir au groupe d'experts uniquement des données très limitées sur la valeur des exportations.

Terre-Neuve et le Labrador (DFA, 2000) ont signalé que 86 000 phoques avaient été chassés en 2000, rapportant au total, selon les estimations, un peu plus de 2 millions de dollars aux chasseurs et ayant une valeur à l'exportation d'un peu moins de 10 millions de dollars. Le prix moyen des peaux versé aux chasseurs est passé de 26 $ en 1998 à 23 $ en 1999, pour ensuite chuter à 14 $ en 2000. Cette baisse du prix des peaux a nui le plus à l'industrie en 2000. En 2001 toutefois, le prix moyen des peaux versé aux chasseurs de phoque s'est accru considérablement à un niveau estimé variant entre 30 et 37 $ (sources de l'industrie, comm. pers.). Exprimée en valeur des produits, la production d'huile de phoque destinée à l'alimentation humaine est demeurée à un niveau relativement élevé, se chiffrant à environ 5 millions de dollars en 2000 (DFA, 2000). La valeur de la viande est passée de 660 000 $ en 1998 à 370 000 $ en 1999, puis à 210 000 $ en 2000.

Depuis cinq ans, la production de gélules d'huile de phoque est un débouché important pour l'industrie de la transformation du phoque. Par le passé, le petit lard de phoque était exporté sous forme d'huile brute aux fins de transformation ultérieure à l'étranger. L'huile de phoque, à forte teneur en acides gras oméga-3, est réputée avoir plusieurs usages thérapeutiques. À l'heure actuelle, quatre compagnies vendent des gélules d'huile de phoque à Terre-Neuve. Elles ont investi des

sommes considérables dans des installations de transformation, dont une partie provient de contributions de l'APECA et du ministère du Développement des ressources humaines du Canada.

Jusqu'à tout récemment, le tannage du cuir de phoque se faisait à l'extérieur de la région de l'Atlantique, ce qui préoccupait les gouvernements qui souscrivaient à la transformation des peaux de phoque dans la région. La province de Terre-Neuve et du Labrador compte désormais deux tanneries, l'une à Catalina et l'autre, à Baie Verte. La compagnie Carino Ltd. achète depuis de nombreuses années des peaux de phoque fraîches. Elle continue d'en acheter pour ses installations norvégiennes. Traditionnellement, la production de peaux semi-finies et finies constituait la plus grande part de la valeur des produits mais, en 2000, la valeur de l'huile de phoque destinée à l'alimentation humaine (5 millions de dollars) dépassait celle des peaux produites à Terre-Neuve et au Labrador (3 870 000 $, DFA, 2000).

3.3. Appui financier des gouvernements

La Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada (Malouf, 1986) recommandait de prendre des mesures pour venir en aide à l'industrie, durement touchée par l'effondrement des marchés des produits du phoque en 1983. Le MPO et d'autres organismes fédéraux et provinciaux ont fourni d'importantes contributions pour appuyer les associations de chasseurs de phoques et faire la promotion de l'industrie. Selon le plan de gestion de 2001 (DFO, 2001a), depuis 1986, le MPO a consacré plus de 3 millions de dollars à ces initiatives, par le truchement du Programme d'adaptation des pêches de l'Atlantique et au moyen de subventions et contributions. Le programme d'aide du MPO a pris fin en 1999, avec un financement de 250 000 $ destiné à l'industrie de la chasse au phoque. Aucun programme d'aide financière n'a été offert en 2000, et aucun n'est prévu en 2001, toujours selon le plan de gestion.

Tel qu'indiqué par la société Burke Consulting Ltd. (1999), la production de viande de phoque destinée à l'alimentation humaine demeure très faible, malgré les efforts déployés pour la favoriser. Le niveau de production à Terre-Neuve au cours des dernières années est en corrélation directe avec le niveau d'octroi de subventions par les gouvernements. Les subventions versées de 1994-1995 à 1999-2000 sont documentées au tableau 4 du rapport de la société, qui note que ces subventions allaient prendre fin en 1999.

Le niveau des contributions des divers gouvernements est difficile à déterminer avec précision. Le Canadian Institute for Business and the Environment (Gallon, 2001) a fourni une liste détaillée de ces contributions. Dans son communiqué du 11 juin 2001, l'Institut a déclaré que l'étude avait découvert qu'au moins 20 millions de dollars en subventions provinciales avaient été versés pour la chasse sur la côte est depuis 1995. L'auteur du rapport aurait indiqué qu'entre 1995 et 2000, près de 3 millions de dollars par année avaient été accordés en subventions gouvernementales au secteur de la chasse au phoque. Le Fonds international pour la protection des animaux (IFAW) a appuyé financièrement cette étude.

Il est conclu dans le rapport que, sans les subventions gouvernementales, l'industrie de la chasse au phoque ne survivrait qu'en tant qu'industrie artisanale et saisonnière. Il y est également soutenu qu'elle a été maintenue artificiellement par le programme triennal de subventions des

gouvernements fédéral et provincial pour la viande de phoque. Enfin, il y est recommandé de mettre un terme aux subventions gouvernementales à l'industrie.

Le niveau des contributions gouvernementales est une question litigieuse. Southey (1997) a tenté de mesurer l'ordre de grandeur des subventions et d'estimer leur impact. Après avoir chiffré la production de l'industrie à 8,96 millions de dollars en 1996, il l'a défalquée de la valeur des matières premières de 2,65 millions de dollars pour obtenir une valeur ajoutée de 6,31 millions de dollars. Il a ensuite chiffré à 1,72 million de dollars les subventions gouvernementales versées en 1996 pour le transport et la transformation de la viande et à 1,67 million de dollars supplémentaires les fonds engagés par le gouvernement au titre de l'inspection, des activités de sauvetage et de l'appui à l'industrie. Après avoir défalqué le total de ces deux sommes de la valeur ajoutée, il a obtenu des avantages nets potentiels de 2,9 millions de dollars seulement. Le groupe d'experts n'est au courant d'aucune étude comparable sur d'autres récoltes (de poisson ou de mammifères marins) qui pourrait le renseigner si la valeur ajoutée dans l'industrie de la chasse au phoque dépend de façon démesurée sur le niveau de soutien financier gouvernemental. Il croit également que les données économiques disponibles sur cette industrie ne sont pas assez fiables pour entreprendre une critique crédible des études comme les rapports de Southey (1997) et de Gallon (2001).

D'après Southey (1997), la valeur ajoutée par la chasse au phoque n'a contribué que 0,06 % au produit intérieur brut de Terre-Neuve, et la chasse commerciale n'a créé que l'équivalent de 100-120 emplois à temps plein. L'auteur conclut que les contribuables canadiens déboursent entre 28 250 et 33 900 $ pour chaque poste à temps plein dans l'industrie de la chasse au phoque.

Southey (1997) mentionne qu'au moins 30 290 pénis de phoque ont été prélevés et traités en 1996, les recettes de leur vente se chiffrant à près d'un million de dollars. Il considère que l'industrie de la chasse au phoque dépend largement des subventions à la production de viande et des recettes de la vente des pénis, qui constituent 55 % des revenus des chasseurs et des propriétaires de bateaux, après le coût du carburant, des munitions et autres intrants. Après avoir tenu compte du coût d'option du capital et de la main-d'œuvre, il conclut que la valeur nette de la chasse au phoque pour l'ensemble du Canada est nulle.

L'IFAW a fourni au groupe d'experts une liste partielle des coûts et des subventions reliés à l'industrie de la chasse au phoque assumés par le gouvernement canadien de 1994 à 2000, lesquels totalisent 20 669 942 $. Les éléments les plus importants sont les coûts assumés par le MPO (y compris la Garde côtière) pour la surveillance de la chasse au phoque à Terre-Neuve (5 957 000 $) et au Québec (1 820 000 $). Le MPO a fourni ces documents à l'IFAW qui en avait fait la demande dans le cadre de l'accès à l'information.

D'après les commentaires précédents, il est évident que le groupe d'experts a eu de la difficulté à établir un profil détaillé des contributions faites à l'industrie de la chasse au phoque. Il a aussi été difficile de déterminer si elles correspondent au niveau d'aide apportée à d'autres industries. Toute évaluation du niveau d'aide devrait inclure un examen de la structure normalisée des dépenses en vue d'établir si les incitatifs ont indûment faussé le jeu du marché concurrentiel. En passant en revue la correspondance du MPO sur les subventions à la production de viande, le groupe d'experts a noté que, sauf pour des considérations d'ordre budgétaire, le Ministère s'inquiétait que ses subventions encouragent la chasse des gros phoques et des phoques âgés, dont la peau a une valeur

moindre. Les subventions à la production de viande ont maintenant cessé, tout comme le financement de base par le MPO de diverses organisations.

Alors qu'il est extrêmement difficile de documenter l'ordre de grandeur des contributions gouvernementales et de comparer ces dernières avec celles versées à d'autres industries, il semble que le MPO ait pris la décision stratégique de mettre fin à son soutien financier. Il n'est pas clair toutefois si d'autres ministères fédéraux ou gouvernements provinciaux ont pris une décision analogue.

Bien que le Canada pratique la plus importante chasse au phoque du Groenland au monde, cette espèce est aussi chassée au Groenland et en Norvège. Le Canada a déjà été aussi l'un des plus grands producteurs de produits du phoque à capuchon, une espèce qui est aussi chassée dans les pays susmentionnés. Bien que le groupe d'experts ne dispose pas de renseignements récents sur les subventions octroyées par ces pays à leur industrie respective, il est reconnu que le Groenland et la Norvège ont beaucoup financé leur secteur, d'après ce qu'en a appris un membre du groupe d'experts ayant participé à un symposium de l'industrie à Nuuk, au Groenland, les 20 et 21 mars 2001. L'évaluation du niveau des contributions gouvernementales à l'industrie canadienne de la chasse au phoque doit tenir compte des niveaux correspondants d'aide financière dans les pays qui font concurrence au Canada sur les mêmes marchés. Les chasseurs de phoque canadiens et groenlandais obtiennent leurs prises de la même ressource biologique, et les chasseurs canadiens doivent se plier à un quota, alors que ce n'est pas le cas pour ceux du Groenland.

La chasse à plus grande échelle en 2001, comparativement à 2000, résultait principalement des facteurs du marché. Le marché pour la fourrure en général et pour la fourrure de phoque en particulier s'est amélioré. Bien que le marché déprimé pour la viande de phoque n'ait pas montré de signe de raffermissement, celui pour l'huile de phoque a continué d'être ferme. Des représentants de l'industrie envisagent des perspectives favorables à long terme pour l'industrie. Selon le groupe d'experts, la tendance à long terme au cours des 20 dernières années ne donne pas de fondement pour projeter qu'un TAC de l'ordre de 275 000 animaux soit capturé chaque année.

3.4. Coûts de la recherche scientifique et de la gestion

Le groupe d'experts a tenté de rassembler des données sur les dépenses engagées au titre de la recherche scientifique et de la gestion visant les phoques. Il a obtenu des données pour les exercices 1998-1999, 1999-2000 et 2000-2001 (R.P. Jones, MPO, comm. pers.). Ces données révèlent que les dépenses au titre de la recherche scientifique ont reculé de 1 048 776 à 930 149 $ puis à 557 247 $. Cependant, le niveau de financement pour n'importe quelle année donnée est tributaire des fonds spéciaux affectés aux activités importantes. Par exemple, des fonds considérables ont été versés pour le relevé aérien des exercices 1999-2000 et 2000-2001. Un tel relevé est effectué uniquement tous les cinq ou six ans, et ce facteur doit être pris en compte dans l'évaluation des changements dans les dépenses d'une année à l'autre.

Le groupe d'experts a aussi obtenu des données sur les dépenses consacrées à la recherche sur les phoques en 1995-1996, 1996-1997 et 1999-2000 (D. Rivard, MPO, comm. pers., 10 juillet 2001), ainsi qu'à celle sur les poissons de fond pour les mêmes années. Les données sur les recherches sur les phoques diffèrent considérablement de celles fournies le

1er septembre 2000, en particulier pour l'année commune aux deux communications, à savoir 1999-2000. Les dépenses consacrées à la recherche sur les phoques pour les régions combinées de Terre-Neuve, Laurentienne et Maritime ont diminué, passant d'un peu moins de 2 millions de dollars en 1995-1996 et 1996-1997 à 1,2 million de dollars en 1999-2000, en dépit du fait que les données de 1999-2000 comprennent des dépenses importantes reliées au relevé aérien de 1999.

Le groupe d'experts a demandé des données sur les dépenses consacrées à la recherche sur les phoques dans chacune des régions de Terre-Neuve, Laurentienne et Maritime au cours des dix dernières années, ainsi que de l'information pour les années correspondantes sur les dépenses consacrées à la recherche scientifique sur les poissons de fond. Le bureau chef du MPO n'a pas été en mesure de fournir des données sur une base comparable pour les poissons de fond pour la période décennale, mais a quand même soumis des données sur les dépenses de recherches sur les phoques et les poissons de fond menées pendant les trois années susmentionnées. Alors que la tendance pour la recherche sur les phoques était à la baisse, les données signalées au groupe d'experts ont révélé des dépenses pour la recherche scientifique sur les poissons de fond de l'ordre de 16 à 17 millions de dollars au cours de ces mêmes trois années.

En réponse à la demande du groupe d'experts d'information sur les dépenses consacrées à la recherche sur les phoques, le directeur régional des Sciences pour la région Laurentienne (J. Boulva, comm. pers., 6 juin 2001) a fourni une description du programme de recherche sur les phoques de l'année en cours, ainsi qu'un résumé pour les dix dernières années dans cette région. Il est clair que de nombreuses demandes de fonds se font concurrence au niveau régional et que la recherche sur les mammifères marins doit être effectuée à partir des Services votés, de même qu'à partir de fonds tributaires de recherche appliquée, qui proviennent du bureau chef du MPO ou de l'extérieur. Au cours de la même décennie de 1992-1993 à 2001-2002, le financement provenait à peu près à parts égales des Services votés et des fonds pour la recherche appliquée, soit 1,2 million de dollars dans chaque catégorie. Pendant ces dix ans, 90 % des coûts salariaux ont été financés à partir des Services votés, tandis que plus de 78 % des coûts de fonctionnement et d'entretien et la totalité des coûts en capital ont été financés par des fonds axés sur les applications.

Dans la conduite de la recherche, il est d'une importance vitale de planifier des projets de plus d'une année. À cette fin, des engagements pluriannuels doivent être faits. C'est un exercice difficile à faire dans l'environnement actuel où l'on ne peut se fier sur la stabilité des fonds et où les priorités de recherche doivent s'ajuster pour répondre aux besoins du jour. Il en résulte que les scientifiques doivent désormais consacrer de plus en plus de temps à la recherche financée par des fonds externes. L'échéancier pour ces programmes spéciaux financés à l'aide de fonds de l'extérieur a également été raccourci. Comme le Dr J. Boulva (MPO, comm. pers., 6 juin 2001) le fait remarquer, un programme spécial a [désormais] une durée de vie de trois ans ou moins, alors qu'elle était de cinq ans auparavant, et il est presque impossible de poursuivre le financement d'un exercice à l'autre. Le groupe d'experts s'inquiète également de la déclaration selon laquelle les priorités sont décidées en fonction de la disponibilité du financement, alors que cette disponibilité peut n'avoir aucun lien avec les priorités de recherche qui découlent des besoins en matière de gestion et de recherche scientifique à plus long terme.

Dans son examen des dépenses annuelles de la région Laurentienne au cours de chacun des exercices des dix dernières années, le groupe d'experts a constaté qu'à la fois les dépenses totales et les Services votés ont atteint un maximum en 1993-1994, que l'on peut probablement expliquer par le coût du relevé aérien de 1994, bien que le groupe d'experts ne soit pas au courant de son coût véritable. Les dépenses totales moyennes consacrées aux mammifères marins à l'Institut Maurice-Lamontagne du Québec au cours des dix dernières années, y compris les Services votés et le financement spécial obtenu à la suite de demandes de subventions de recherche, s'établissaient à 239 700 $. Le groupe d'experts a constaté une baisse considérable des dépenses annuelles totales de 1998-1999 à 2001-2002, à l'exception de 1999-2000, en raison peut-être du relevé aérien en 1999. Au cours de l'exercice 2000-2001, les dépenses ont totalisé 122 000 $, soit environ la moitié de la moyenne décennale, tandis qu'en 2001-2002, le total était à peine plus élevé, à 125 000 $. Le groupe d'experts a noté le manque de cohérence entre l'information pour la région Laurentienne fournie au groupe d'experts et celle provenant du bureau chef du MPO pour les trois années qui se chevauchent et pour lesquelles l'information peut être comparée.

La région Maritime du MPO (Wayne Stobo, comm. pers., 9 juillet 2001) a fourni des données sur les dépenses consacrées à la recherche sur les phoques, réparties en fonds des Services votés et en financement spécial « hautement prioritaire » (p. ex., ancien programme d'intervention contre le ver du phoque avec l'Université Dalhousie), pour la période de 1995-1996 à 2000-2001, avec un commentaire selon lequel les fonds des Services votés auraient été « assez stables » entre 1990-1991 et 1994-1995. Le financement par les Services votés et les dépenses reliées à l'infrastructure se sont maintenus à environ 264 000 $ en 1995-1996 et 1996-1997. Si l'on ajoute le financement supplémentaire « hautement prioritaire », le financement total accordé au cours des six exercices commençant en 1995-1996 atteignait 764 500, 645 000, 183 600, 193 100, 215 500 et 173 700 $. La chute dans le financement pour l'exercice 1997-1998 résultait de l'examen des programmes. Le financement pour 2001-2002 n'est pas encore déterminé, mais il a été entendu qu'il sera du même ordre que celui en 2000-2001. Ces données ne correspondent pas entièrement à celles fournies au groupe d'experts par le bureau chef du MPO (D. Rivard, comm. pers., 10 juillet 2001), mais les mêmes tendances générales sont évidentes, à savoir qu'il y a eu une baisse considérable des ressources disponibles pour la recherche sur les phoques après 1996-1997. Le groupe d'experts a fait part de son inquiétude à cet égard. Les fonds supplémentaires ou « hautement prioritaires » ont subi la plus forte réduction, passant de 500 000 $ en 1995-1996 à 19 500 $ en 1997-1998. Ils ont augmenté à 49 700 $ en 1999-2000, mais ont fléchi légèrement l'année suivante.

Malheureusement, l'information demandée à la région de Terre-Neuve du MPO n'a pas été reçue à temps pour que le groupe d'experts puisse en faire référence dans ce rapport.

En combinant les dépenses reliées à la recherche scientifique et à la gestion des pêches, et les coûts reliés aux hélicoptères, à la surveillance par avion et aux navires, on obtient les coûts résultants suivants assumés par le MPO pour la gestion de la chasse au phoque dans la région de Terre-Neuve de 1995-1996 à 1999-2000 (Lily K. Abbass, MPO, comm. pers., 30 janvier 2001) :

1999-2000	1 094,2 million de dollars
1998-1999	1 593,1 million de dollars

1997-1998	1 783,9 million de dollars
1996-1997	1 702,5 million de dollars
1995-1996	2 338,1 millions de dollars

Le temps consacré par les navires de la Garde côtière/du MPO à la surveillance de la chasse au phoque n'a pas été consigné avant la fusion du MPO et de la Garde côtière canadienne il y a cinq ans. Les efforts particuliers dans un programme de gestion n'ont pas été quantifiés, aussi le personnel du MPO les a-t-il estimés. Une autre réserve accompagnait les données, à savoir que les coûts illustrés ne comprennent pas les frais administratifs généraux, ni ne précisent les coûts en capital, navires, véhicules, etc., reliés à l'exécution des programmes. Les nombres sont basés principalement sur des estimations.

3.5. Perspectives futures de l'industrie de la chasse au phoque

Le Conseil de développement de l'industrie de la chasse au phoque et l'Association canadienne des chasseurs de phoques sont d'avis que l'industrie a beaucoup de potentiel de croissance (mémoire, **Annexe 3**). Ils croient que l'industrie devrait être fondée sur de bonnes pratiques de conservation et s'opposent à tout concept de chasse sans but de consommation. Ils recommandent de lever l'interdiction de l'importation de produits du phoque prévue dans la loi américaine sur la protection des mammifères marins (Marine Mammal Protection Act). Les gouvernements fédéral et provinciaux appuient cette initiative.

Le fait que la réglementation canadienne sur les aliments considère la viande de phoque comme un produit du poisson est une autre contrainte à laquelle l'industrie fait face. En vertu de la réglementation, il est interdit d'ajouter du nitrate de sodium à la viande pour en prolonger la durée de conservation à l'étalage. L'industrie de la chasse au phoque a demandé que les phoques ne soient pas traités comme du poisson dans ce contexte, mais plutôt comme des mammifères marins.

Le Conseil de développement de l'industrie de la chasse au phoque et l'Association canadienne des chasseurs de phoques ont présenté un certain nombre de recommandations dans leur mémoire au groupe d'experts (**Annexe 3**). En plus du règlement des obstacles au commerce, ils ont recommandé que les gouvernements travaillent avec l'industrie à des projets d'éducation du public et de promotion. Ils recommandent d'entreprendre d'autres essais cliniques pour démontrer l'efficacité des produits du phoque du point de vue nutritionnel et thérapeutique et de mettre sur pied un plan de développement quinquennal global pour l'industrie de la chasse au phoque.

La province de Terre-Neuve et du Labrador a également soumis un mémoire (**Annexe 3**) au groupe d'experts qui estime qu'en 1999, l'industrie a employé environ 250 travailleurs d'usine et 2 000 chasseurs. Le Ministère prévoit qu'en 2001, les prises provinciales de phoques permettront de générer plus de 400 emplois en usine et nécessiteront plus de 4 000 chasseurs, en plus de fournir des emplois accessoires dans le camionnage et l'infrastructure; il prévoit aussi une augmentation notable de la valeur de l'industrie de la chasse au phoque, avec l'apparition de nouveaux débouchés pour les produits d'huile contenant des acides gras Oméga-3 de plus grande valeur, des peaux de qualité supérieure et des produits de viande. Ce résumé recommande que soient aplanis les obstacles au commerce comme ceux découlant de la loi américaine sur la protection des mammifères marins et que le gouvernement du Canada continue d'appuyer les initiatives de

développement de l'industrie en partenariat avec des membres de l'industrie, les gouvernements provinciaux et territoriaux et les universités. Cela pourrait inclure des activités reliées à la chasse, aux produits, au développement des marchés et à la transformation.

3.6. Dommages aux engins de pêche

Le groupe d'experts n'a pas entendu beaucoup de témoignages sur les dommages causés aux engins de pêche, qui semblaient être une préoccupation principale de nombre de ceux qui ont soumis un mémoire à la Commission royale sur les phoques et la chasse au phoque (Malouf, 1986). Cependant, Cairns (2000) a présenté des résultats d'un relevé récent basés sur les réponses obtenues de 281 pêcheurs à l'Île-du-Prince-Édouard, la plupart d'entre eux (81,5 %) indiquant que les populations de phoques sont en hausse dans leur région. Plus de la moitié ont déclaré que la distribution du phoque commun était plus grande et qu'elle allait en s'élargissant; environ 40 % d'entre eux ont mentionné les phoques gris et un nombre moins important ont fait rapport de phoques du Groenland et de phoques à capuchon. Le coût signalé des interactions entre les engins et les phoques s'élevait à 6,2 millions de dollars, ce qui représente 6,1 % de la valeur totale des débarquements des pêches commerciales. Cependant, Cairns (2000) indique que la majorité des pertes économiques (5,6 des 6,2 millions de dollars, 90 %) estimées à partir des rapports des répondants est attribuable aux pertes de captures et que de telles estimations sont fortement subjectives. Environ la moitié des pertes totales estimées étaient associées à la pêche du homard. Le coût véritable des interactions entre les phoques et les engins de pêche est probablement nettement inférieur aux 6,2 millions de dollars calculés à partir des rapports des répondants. On a rapporté que le fait d'enlever les engins des endroits où étaient concentrés les phoques permettait de réduire dans une certaine mesure les conflits avec les engins de pêche, mais les répondants estimaient que de tels déplacements réduisaient leur revenu de pêche parce que les nouveaux lieux de pêche connaissaient un moins grand succès. Néanmoins, il est clair que les interactions entre les phoques et les engins de pêche sont répandues et que les pertes sont importantes pour certains pêcheurs. On a affirmé que des phoques volaient les poissons pris dans les filets maillants, trouaient les filets et effrayaient les poissons qui s'éloignaient des filets; Cairns (2000) a conclu que les interactions entre les phoques et les engins de pêche à l'Île-du-Prince-Édouard sont préjudiciables à la fois aux phoques et à la pêche et que les effets nuisibles sont susceptibles d'augmenter si les populations de phoques continuent de croître. De nombreux répondants ont suggéré, souvent avec vigueur, que la seule solution pour régler les conflits entre les phoques et les engins de pêche est de procéder à l'abattage sélectif de ces animaux sur une grande échelle.

3.7. Changements proposés à la législation

Le groupe d'experts a examiné un document commandé par l'IFAW et préparé pour publication primaire par M.L. Campbell et V.G. Thomas de l'Université de Guelph, en date du 4 août 2000. Étant donné que la mise en application des recommandations de ce document pourrait avoir de nombreux effets sur l'économie de la chasse et le financement de la recherche sur les phoques, le document est examiné brièvement dans cette section.

Le document mentionne l'absence de programmes compréhensifs pour la conservation des mammifères marins ainsi que le manque de lois explicites pour protéger ces derniers au Canada. Dans la *Loi* fédérale *sur les pêches* (L.R.C., 1985), les mammifères marins sont actuellement

définis comme étant du poisson. Les auteurs soutiennent que les programmes conçus pour gérer l'exploitation des stocks de poisson ne traitent pas des questions de conservation propres aux mammifères marins. Ils citent la recommandation 41 de la Commission royale sur les phoques et la chasse au phoque au Canada (Malouf, 1986), à savoir que la responsabilité pour la gestion des phoques sur les côtes Atlantique et Pacifique devrait être transférée à une unité organisationnelle au sein du ministère des Pêches et des Océans qui serait distincte de sa composante Gestion des pêches.

Le groupe d'experts reconnaît la nécessité d'un plus grand engagement envers la recherche scientifique aux fins d'une meilleure gestion des phoques. Cependant, les questions soulevées dans l'article de Campbell et Thomas ont une portée beaucoup plus large que l'évaluation des connaissances scientifiques, et les recommandations vont bien au-delà du mandat du groupe d'experts. Si le groupe d'experts avait entrepris d'élaborer des recommandations sur les questions relatives à la législation, aux institutions et à la gestion traitées dans le mémoire, il l'aurait fait savoir clairement dans son appel à la contribution du public.

3.8. Conclusions et recommandations

La chasse au phoque semble avoir récupéré des mauvaises conditions du marché des dernières années, même s'il y a raisons de croire que le niveau des subventions est en baisse. Le redressement semble être davantage relié à l'amélioration des conditions du marché pour les peaux et l'huile de phoque qu'au niveau des subventions. Le groupe d'experts n'avait pas pour mandat d'entreprendre un examen économique détaillé de l'industrie ni de faire des recommandations pour son orientation future. Cependant, il devait indiquer dans son rapport final s'il était possible d'établir une taille optimale pour la population de phoques et, le cas échéant, donner des conseils sur les stratégies de gestion pour l'atteindre. Les perspectives économiques et le cadre stratégique dans lesquels ces perspectives sont réalisées contribuent de façon importante à la conception des stratégies de gestion.

Le groupe d'experts a éprouvé des difficultés à obtenir des données cohérentes et exactes sur la valeur économique de l'industrie de la chasse au phoque pour les chasseurs ainsi que la valeur des produits du phoque. Il a également eu de la difficulté à établir le soutien financier gouvernemental à l'industrie de la chasse au phoque. Le gouvernement devrait faire preuve de plus de transparence en ce qui a trait au niveau de soutien qu'il accorde à l'industrie de la chasse au phoque, que ce soit directement sous la forme de subventions à l'industrie ou indirectement par des recherches sur les phoques et leur gestion et l'utilisation de brise-glaces pendant la chasse au phoque.

4. Consommation par les phoques et impacts sur les stocks de poisson

4.1. Introduction

La Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse au phoque au Canada (Malouf, 1986, ch. 24 traitant des répercussions sur les stocks et les prises de poisson) a étudié le sujet en profondeur, cherchant réponse aux questions suivantes : Que mangent les phoques? Quelle quantité de nourriture consomment-ils? Quelle proportion en constituent les poissons commerciaux? Quels effets ces ponctions exercent-elles sur les stocks de poisson commerciaux? Comment ces effets influent-ils sur les prises commerciales?

La Commission royale a tenté de répondre à ces questions en ajoutant la mortalité estimée attribuable aux phoques à celle imputable à d'autres sources naturelles et à la pêche. L'un des commissaires a écrit une revue clarifiant certaines des hypothèses et des faiblesses de cette approche (Gulland, 1987). Malgré ces faiblesses, la Commission a pris charge d'estimer la valeur monétaire des poissons consommés par les phoques à l'échelle de la côte est du Canada (Malouf, 1986, tableau 24.13).

Le groupe d'experts a adopté la démarche suivante pour évaluer l'état actuel de la compréhension de la prédation par les phoques et des effets possibles des phoques sur les stocks de poisson dans le Canada atlantique : d'abord, il a examiné les techniques utilisées pour évaluer la prédation par les phoques (**4.2, 4.3**), puis les prévisions générales sur la récupération des stocks réduits de poisson (**4.4**), les effets possibles de changements environnementaux (**4.5**) et les arguments généraux à propos de la prédation par les phoques (**4.6**). Presque toute l'information pertinente aux impacts possibles des phoques sur les poissons de fond, y compris la morue (*Gadus morhua*), dans le Canada atlantique se rapporte aux divisions et sous-divisions de gestion de l'Organisation des pêches de l'Atlantique nord-ouest (OPANO). Le groupe d'experts a organisé ses analyses détaillées en conséquence (**4.7-4.11**). Les impacts possibles des phoques sur le saumon atlantique sauvage (*Salmo salar*) et sur l'aquaculture des poissons (surtout le saumon) sont traités séparément (**4.12** et **4.13**).

En examinant et en analysant l'information sur les impacts possibles des phoques, le groupe d'experts a pris en compte les recommandations d'un groupe d'étude international quant à l'information requise pour l'évaluation scientifique des abattages sélectifs de mammifères marins proposés (**tableau 4.1**). De l'information a été publiée sur les sujets énoncés en (i) et en (ii) de ce tableau, provenant surtout de rapports à jour sur l'état des stocks du MPO et de documents de recherche disponibles sur l'Internet. L'information sur les sujets énoncés en (iii) et en (iv) du **tableau 4.1** est plus limitée, mais a été utilisée récemment pour essayer de comprendre la prédation par les phoques au Canada atlantique dans le cadre de peuplements d'espèces multiples, un aspect sur lequel le groupe d'experts a porté une étroite attention critique.

4.2. Techniques actuellement utilisées pour évaluer la consommation de proies par les phoques

Les estimations de la quantité de poisson consommée par les phoques dans les eaux du Canada atlantique reposent sur les types de renseignements indiqués au point (i) du **tableau 4.1**. L'identité et la taille des proies sont estimées d'après les restes (habituellement des parties dures, comme les otolithes de poisson) trouvés dans le contenu de l'estomac ou les excréments que l'on recueille sur les lieux de terrissage sur les glaces pour estimer la fréquence, le poids et la teneur en énergie des proies consommées. Ensuite, les estimations des besoins énergétiques totaux des phoques d'âges différents, établis d'après des études en laboratoire ou sur le terrain, sont conjuguées à des estimations du nombre de phoques des âges donnés dans la population pour obtenir la quantité totale de chaque espèce-proie consommée. Enfin, les estimations des distributions géographique et saisonnière servent à établir la consommation de proies en fonction des régions, généralement des divisions de l'OPANO ou de grandes catégories à l'intérieur de ces divisions (p. ex., eaux côtières et hauturières). Au cours des dernières années, il a été possible de recueillir de l'information plus détaillée sur les distributions et les déplacements des phoques en plaçant sur des phoques capturés puis relâchés des marques pour le repérage par satellite.

Tableau 4.1. Données utilisées pour évaluer les propositions d'abattage sélectif de mammifères marins en raison de leurs impacts sur les pêches, selon le PNUE (1999, tableau 2)

(i) Mammifères marins :
- distribution et migration
- consommation d'aliments/d'énergie par tête
- composition du régime alimentaire, y compris les méthodes d'échantillonnage et d'estimation
- paramètres démographiques

(ii) Poisson cible :
- distribution et migration
- paramètres démographiques (poids selon l'âge, âge des reproducteurs, etc., prise commerciale par unité d'effort
- détails des méthodes d'évaluation et résultats

(iii) Autres prédateurs et proies de l'espèce cible :
- abondance, quantités consommées, détails de l'évaluation du stock le cas échéant

(iv) Autres composantes de l'écosystème :
- matrice double des prédateurs et des proies, y compris les quantités consommées, estimées ou provisoires, par année
- abondance estimée selon l'espèce

Comme l'on connaît bien dans quel sens sont biaisées les évaluations de la composition du régime alimentaire à partir du contenu stomacal ou des excréments, on peut en tenir compte dans l'interprétation des données (p. ex., Bowen et Harrison, 1994). On reproche en particulier à ces techniques de sous-estimer l'importance des espèces commerciales dans le régime des phoques. Les deux méthodes reposent sur la présence de parties de proies dures relativement non digérées dans les échantillons et ne peuvent pas comptabiliser les proies sans partie dure identifiable ou celles dont les parties dures ne sont pas mangées ou sont digérées très rapidement. Par exemple, on soutient souvent que les phoques se contentent d'éviscérer les gros poissons et que, par conséquent, ces classes de taille sont sous-représentées dans les estimations du régime.

La faible taille des échantillons recueillis certaines saisons et dans certaines régions est la carence la plus sérieuse au plan de la qualité des renseignements disponibles jusqu'à 1996, tel qu'indiqué dans CCFI (1997) et résumé au **tableau 4.2**. L'incertitude entourant la composition du régime alimentaire semble être la source la plus importante d'incertitude calculable dans les estimations de la quantité de poisson consommée par les phoques (Shelton *et al.*, 1997). Des méthodes de rééchantillonnage commencent tout juste à fournir de meilleures limites de confiance, mais celles-ci n'incorporent pas toutes les sources de variation de la prédation. Rien ne semble avoir été tenté pour estimer les incertitudes reliées aux besoins énergétiques.

Tableau 4.2. Qualité des données sur le régime alimentaire du phoque du Groenland en été et en hiver au Canada atlantique, provenant de sources allant jusqu'à 1995 dans CCFI (1997, tableau 5.3).

	Été		Hiver	
Division de l'OPANO	Petits	Autres	Petits	Autres
2J	médiocre	médiocre	modérée	modérée
3K et 3L (eaux côtières)	bonne	bonne	bonne	bonne
3K et 3L (eaux hauturières)	modérée	modérée	modérée	modérée
3Ps	médiocre	médiocre	médiocre	médiocre
4R	bonne	bonne	bonne	bonne

La fluctuation des estimations de la quantité de proies consommées par les phoques au fil des ans s'ajoute aux problème de qualité des données. Par exemple, selon une « estimation préliminaire » de Stenson *et al.* (1997b), les phoques du Groenland ont consommé un total de 144 kt de morue dans l'Atlantique Nord-Ouest en 1994, contre 91 kt en 1996, d'après une estimation de Hammill et Stenson (2000, tableau 8). Bien que de tels changements aient amené certains intervenants à s'interroger sur la validité des méthodes en cause, ces changements reflètent la façon dont la science doit et devrait procéder, par l'amélioration des techniques et de la base de données. Nous examinons et expliquons de tels changements dans les diverses régions du Canada atlantique (**4.7-4.11**) et utilisons les meilleures sources actuelles de grande diffusion disponibles tout en sachant que celles-ci comportent des incertitudes **minimales** de la consommation estimée de toute proie par les phoques. D'autres problèmes s'ajoutent dans le cas

des espèces rarement consommées par les phoques, et il peut être impossible d'obtenir des estimations fiables pour les espèces comme le saumon atlantique.

4.3. Autres techniques d'évaluation du régime alimentaire des phoques

Les techniques suivantes ont aussi été utilisées pour évaluer le régime alimentaire des phoques :

1. Tests sérologiques mettant en évidence les diverses proies récemment consommées (Pierce *et al.*, 1990). Ces tests ne donnent pas de données quantitatives sur la consommation de proies et n'ont pas été utilisés pour étudier les phoques au Canada.

2. Rapports des isotopes stables dans des échantillons de tissu. Bien que ces rapports ne renseignent que sur l'ensemble des niveaux trophiques (p. ex., zooplancton, poisson-proie, poisson-prédateur) qui ont antérieurement servi de sources alimentaires, ils peuvent donner un aperçu des changements qui se sont produits dans le genre de proies consommées au fil du temps ou remettre en question l'ensemble apparent des proies consommées établi d'après des méthodes traditionnelles (p. ex., Lawson et Hobson, 2000). Nous n'avons pas de telle information pour des régions et des stocks en particulier.

3. Ajustement statistique des sortes et des quantités d'acides gras dans les proies potentielles aux profils des acides gras obtenus d'échantillons de petit lard ou de lait de phoque (Smith *et al.*, 1997; Iverson *et al.*, 1997). Cette méthode nouvelle et prometteuse permet d'évaluer le régime alimentaire passé d'un phoque. Elle montre toutefois quelques lacunes potentielles du fait que la variation au niveau des acides gras est beaucoup plus marquée chez les poissons que chez les mammifères marins. Par exemple, si la morue changeait radicalement de régime alimentaire, cette méthode pourrait indiquer qu'il s'agit d'une autre espèce. Il serait donc peut-être impossible de la détecter (réponse à des questions dans Fanning, 2000). Cependant, Kirsch *et al.* (1998) ont nourri des phoques en captivité avec de la morue elle-même nourri soit de calmar maigre (*Loligo* sp.) ou de maquereau gras (*Scomber scomber*) et découvert que la morue et sa proie, lorsque consommées à la fois par un plus gros prédateur (p. ex., des phoques), peuvent encore être distinguées l'une de l'autre. L'information sur cette technique n'est pas encore disponible pour évaluer le régime alimentaire des phoques dans le Canada atlantique, mais des résultats préliminaires sont donnés à la section **4.11**.

4.4. Lenteur du rétablissement des stocks de poisson de fond

La prédation par les phoques n'a pas été présentée comme une cause de l'**effondrement** des stocks de morue dans l'Atlantique canadien lors d'entrevues avec des scientifiques et des intervenants (pêcheurs, représentants de syndicat et de l'industrie), quoiqu'elle ait été proposée comme une cause de l'effondrement de la morue du Nord par Winters et Miller (2001). Mais les opinions sont très divergentes quant à la possibilité que les phoques **nuisent à la récupération** de certains stocks fortement appauvris par la surpêche ou d'autres causes.

Selon les données empiriques recueillies par Hutchings (2000), une vaste gamme de stocks de poissons marins décimés par la surpêche sont caractérisés par une récupération très lente ou par son absence totale, qui s'explique selon Hutchings par les taux potentiels d'accroissement

intrinsèquement faibles de nombre de ces stocks et, entre autres causes, par les incidences des prises accessoires issues de stocks visés déjà appauvris. Cet argument n'exclue aucune cause possible d'empêchement au rétablissement, mais indique que l'élimination d'une telle cause ne suscitera pas nécessairement une réponse rapide de la part d'une population décimée de poissons.

Les simulations de Hutchings (1999) sont particulièrement intéressantes, révélant que les taux potentiels d'augmentation de la population de morue sur le Grand Banc de Terre-Neuve sont très faibles et particulièrement sensibles aux changements dans les taux de mortalité soit des prépreproducteurs ou des reproducteurs. Par exemple, une population de morue arrivant à maturité à 4 ans, ayant un taux de mortalité instantané chez les adultes de 0,2 (environ 19 % par année) devrait, selon les calculs, connaître un taux d'accroissement annuel de 15 %. Augmenter ce taux de mortalité de 0,1 (jusqu'à 26 % par année) a pour effet de réduire le taux d'accroissement de la population à 12 % par année. Une réduction du taux de croissance pondéral d'environ 50% est nécessaire afin de provoquer des réductions semblables dans les taux d'accroissement des populations (influant sur l'âge à la maturité et la fécondité). Ceci donne à penser qu'une disponibilité réduite des proies et peut-être d'autres changements défavorables dans la qualité de l'environnement qui influent sur le taux de croissance auraient à jouer un rôle moins important dans la récupération des populations de morue que les changements dans le taux de prédation qui causent directement une hausse de la mortalité.

4.5. Changements environnementaux

Analogues aux changements dans le climat maritime durant les années 1990 au Canada atlantique, des changements remarquables se sont produits dans la distribution à la fois des phoques et de leurs principales proies, le capelan (*Mallotus villosus*) et la morue polaire (*Boreogadus saida*). Au début des années 1990, la biomasse du capelan peut ou non avoir fléchi, sa distribution a certainement changé de sorte que la majeure partie du stock se trouvait dans le secteur sud-est de la plate-forme terre-neuvienne du nord-est pendant les relevés d'automne (Lilly et Simpson, 2000). Ce changement de distribution ressort également des diagrammes sur leur présence dans l'estomac des morues (Lilly, 1994). Pendant la même période, le capelan a élargi son aire de distribution jusqu'au secteur est de la plate-forme Scotian et a pénétré plus loin dans le golfe du Saint-Laurent (Carscadden *et al.*, 2000). La morue polaire a également étendu son aire vers le sud-est, et sa biomasse globale au large de Terre-Neuve semblait avoir augmenté (Lilly *et al.*, 1994; Lilly et Simpson, 2000). Depuis au moins le milieu des années 1990, on a aussi constaté des changements apparemment brusques dans la distribution du phoque du Groenland et du phoque à capuchon, alors que les effectifs de phoques du Groenland étaient plus ou moins constants (voir la section **3.1.5.1**). Un déplacement vers le sud-est de la distribution du phoque du Groenland en direction du nord du Grand Banc semble s'être amorcé au début des années 1990 (Lacoste et Stenson, 2000). De nombreux intervenants à Terre-Neuve ont constaté personnellement au milieu des années 1990 que les phoques du Groenland sont devenus plus nombreux dans les eaux côtières et ont commencé à y rester au printemps et en été. D'autres ont aperçu des phoques dans certains estuaires et rivières de Terre-Neuve et du Labrador qu'ils ne fréquentaient pas auparavant. Bien que la plupart de ces phoques puissent être des phoques communs et des phoques gris, la Salmonid Association of Eastern Newfoundland rapporte dans son mémoire (voir l'**Annexe 3**) que des observateurs « de

confiance » avaient constaté une augmentation phénoménale de la quantité de temps passé par les phoques du Groenland et à capuchon dans l'estuaire et autour de l'estuaire de nombreuses rivières. Les phoques du Groenland et à capuchon ont également commencé à apparaître en grand nombre en Nouvelle-Écosse et en Nouvelle-Angleterre autour de la même période (**3.1.5.1**).

Certains faits attestent d'un retour récent à la moyenne à long terme du régime climatique maritime en Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Maine (p. ex., Drinkwater *et al.*, 2000). On constate également un recul de la morue polaire vers le nord et une progression vers le nord du capelan dans les eaux de Terre-Neuve (Anderson *et al.*, 1999). Des intervenants à Terre-Neuve n'ont toutefois pas constaté de retour semblable du phoque du Groenland à son aire de répartition et ses habitudes antérieures. En outre, sur l'île de Sable en Nouvelle-Écosse, où des nombres exceptionnels de phoques du Groenland et à capuchon ont été signalés au cours des dernières années, les effectifs étaient encore très élevés en hiver-printemps 2001 (D. Bowen et Z. Lucas, comm. pers.). En outre, des fluctuations à court terme, comme celles qui se sont produites dans les eaux pélagiques des divisions 2J3KLNO de l'OPANO en 1999 (résumées dans Dalley *et al.*, 2000), compliquent l'analyse et les prédictions. Il est donc incertain que le phoque du Groenland en particulier retournera bientôt à ses modèles originaux de déplacements et de distribution.

Des changements environnementaux pourraient également avoir joué un rôle dans la condition, la mortalité et le succès du recrutement chez la morue. Ces sujets sont étudiés dans le contexte des diverses divisions de l'OPANO (**4.7-4.11**).

4.6. Arguments généraux à propos des impacts des phoques sur les stocks de poisson

Les arguments suivants, de nature très générale, quant au rôle joué par les phoques dans la récupération des populations de poisson de fond comprennent ceux soumis au président du groupe d'experts par le Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (pièce jointe à la lettre de F. Woodman, président du CCRH, 12 juin 2000). Ils peuvent être utilisés fort à propos pour résumer l'esprit d'une vaste gamme de présentations faites au groupe d'experts.

4.6.1. Les phoques mangent du poisson pêchable

On a soutenu que, si l'analyse justifie une réduction de la mortalité par pêche pour aider un stock de poisson particulier à se rétablir, une baisse de la mortalité due à la prédation exercée par les phoques sur ce même stock devrait aussi favoriser son rétablissement.

Bien que l'on ait souvent supposé dans des études antérieures qu'il n'y avait pour ainsi dire pas de lien entre le nombre total de jeunes poissons de fond recrutés à la pêche et l'abondance de leurs parents (absence d'une relation stock-recrutement), on dispose désormais de preuves du contraire, en particulier lorsque l'effectif du stock est faible (Myers et Barrowman, 1996). La pêche cible habituellement les adultes d'un stock, ce qui peut réduire directement son potentiel d'accroissement ou de récupération. (Le problème plus grave du recrutement unitaire réduit chez les stocks décimés de géniteurs est examiné à la section **4.6.2.**) Par contraste, les phoques, en particulier le phoque du Groenland, mangent habituellement de jeunes poissons, bien que cela

ne soit pas tout à fait le cas pour le phoque à capuchon et le phoque gris. Cette prédation exercée par les phoques sur un certain nombre de jeunes poissons aura une incidence moindre sur l'état du stock que la pêche du même nombre de poissons adultes, parce que les jeunes poissons sont exposés à un taux de mortalité plus élevé jusqu'à ce qu'ils atteignent la maturité (et deviennent pêchables). Toutefois, la ponction d'une biomasse donnée de jeunes poissons représente un plus grand nombre d'individus que d'une biomasse équivalente d'adultes. En principe, les effets relatifs de la mortalité par prédation peuvent être inclus dans les analyses coutumières d'évaluation des stocks, ce qui généralement n'a pas été fait au Canada atlantique pour un certain nombre de raisons exposées en détail dans les sections **4.7-4.11**. Lorsque c'est possible, nous comparons les estimations de nombres de poissons retirés par les phoques et par la pêche. Au chapitre **5**, nous tentons d'estimer la biomasse qui pourrait être laissée ou soustraite suivant diverses options de gestion.

Certains ont soutenu que les ponctions de juvéniles peuvent réduire la compétition entre les survivants, permettant à ces derniers d'améliorer leur croissance et leur survie, et donc leur fécondité. Bien que cet avantage puisse sembler improbable chez les stocks de poisson déjà très appauvris, il pourrait s'appliquer si les poissons survivants se regroupent en bancs de sorte qu'il y ait encore compétition pour la nourriture au niveau local. Il est attesté que, chez certains stocks de morue épuisés, que les poissons restants sont ou ont été en relativement mauvais état (voir les sections **4.7-4.11**), l'argument selon lequel la prédation a été efficace pour améliorer leur croissance par la réduction de la compétition serait alors difficile à soutenir.

4.6.2. La possibilité que les stocks de poisson soient dans une « fosse aux prédateurs »

On s'inquiète en général que certains stocks de poisson gravement appauvris vivent dans une « fosse aux prédateurs » (Walters, 1986). C'est le cas lorsque la proportion d'une espèce-proie dans le régime alimentaire d'un prédateur généraliste demeure constante peu importe la taille du stock de proie. En conséquence, le taux de mortalité imposé à la proie augmente au fur et à mesure que ses effectifs diminuent. Par exemple, certaines données portent à la suggestion que la proportion de morue franche dans la nourriture du phoque gris au large de la Nouvelle-Écosse n'ait pas sensiblement changé pendant les années 1990 (**4.7.2**) et pourrait même avoir augmenté dans celle du phoque du Groenland au large de Terre-Neuve (**4.11.5**), en dépit de la chute des effectifs de morue qui s'est produite pendant cette période. Toutefois, la puissance statistique pour détecter un véritable changement dans le régime alimentaire du phoque à partir de ces séries temporelles n'a pas encore été vérifiée. Les populations gravement décimées peuvent aussi souffrir d'une capacité de reproduction unitaire réduite, ce qui, dans les stocks déprimés de morue du Canada atlantique, pourrait être attribuable à la mortalité conduisant à un nombre réduit de femelles de grande taille et haute fécondité dans la population.

Les deux mécanismes décrits ci-dessus peuvent mener à une relation négative entre le taux d'accroissement par unité et la densité de la population lorsque les effectifs sont faibles, relation désignée sous le nom de « dépensation » dans les documents de recherche sur les pêches. Myers *et al.* (1995) ont conclu de l'analyse de 128 stocks de poisson qu'il y a peu de signes d'existence de ce phénomène. Shelton et Healey (1999) ont présenté une autre méthode d'évaluation statistique, en concluant que la dépensation serait difficile à détecter si la relation stock-recrutement variait beaucoup et si le niveau de dépensation était inconnu. Bien que

Shelton et Healey s'accordent pour dire que l'état actuel des stocks de morue du Nord et de phoque du Groenland est favorable à la dépensation, ils notent aussi que d'autres explications doivent être envisagées, par exemple, la perte de composantes génétiques, la pêche soutenue et les influences environnementales. Le groupe d'experts envisage diverses explications pour l'échec du rétablissement de la morue dans chaque zone de l'OPANO (**4.7-4.11**).

4.6.3. La résilience des populations de phoque en regard des stocks de poisson « vulnérables »

Les populations de phoques du Groenland, de phoques gris et de phoques communs au Canada atlantique se sont accrues depuis quelques décennies, bien que l'état récent des populations de phoques à capuchon soit incertain (section **2**). Par contre, la persistance à long terme de certaines populations de poissons marins est considérée comme étant à risque. En effet, le saumon à l'intérieur de la baie de Fundy a été mis sur la liste des espèces « en danger » par le COSEPAC en 2001, et la morue du Nord a été déclarée « vulnérable » par l'UICN en 1996 et « préoccupante » par le COSEPAC en 1998 (Musick *et al.*, 2000, bien que ce statut ait été contesté (voir Hutchings, 2000). Trois espèces de loup fréquentant les eaux de Terre-Neuve ont récemment été évaluées comme étant « préoccupantes ». Certains ont soutenu en conséquence qu'une approche de précaution de tels stocks devrait nécessiter une gestion conjointe de leurs prédateurs, comme les phoques.

4.6.4. Aspect plurispécifique

Il a été soutenu dans certaines présentations au groupe d'experts qu'il était impossible ni de comprendre ni de prédire les effets des phoques sur les espèces de poisson d'importance commerciale, ni d'appliquer des mesures de gestion sans une compréhension approfondie des écosystèmes ou des réseaux alimentaires dans lesquels évoluent les phoques et leurs proies.

Il n'y a pas de doute que les mammifères marins peuvent exercer une influence marquée sur l'écosystème où ils vivent (Bowen, 1997). Le fait de démontrer que d'autres espèces sont plus importantes que les mammifères marins à titre de prédateurs des espèces de poisson commerciales (p. ex., Overholtz *et al.*, 1991; Trites *et al.*, 1997) ne suffit pas pour rejeter les incidences des mammifères marins. Le protocole du PNUE (UNEP, 1999) suggère d'établir une matrice double complète des prédateurs et des proies avant de décider quelles espèces devraient être incluses provisoirement dans une évaluation des effets probables d'un abattage sélectif. Certains des renseignements reconnus par le PNUE (UNEP, 1999) comme nécessaires pour l'évaluation scientifique des propositions d'abattage sélectif nécessiteraient des connaissances approfondies des interactions entre les multiples espèces qui constituent le système où évoluent les phoques et les espèces de poisson d'importance commerciale [voir les points (iii) et (iv), tableau 4.1]. Les démarches plurispécifiques sont activement mises de l'avant dans le contexte des sciences halieutiques en général, malgré de nombreux problèmes (p. ex., ICES, 1999), et font partie de la stratégie pour un développement durable du MPO (p. ex., DFO, 1997), bien que les totaux autorisés de capture (TAC) pour les poissons pêchés au Canada et ailleurs reposent en grande mesure sur des modèles monospécifiques. En essayant de comprendre les effets possibles exercés par les phoques sur les stocks de poisson, le groupe d'experts a examiné

l'information disponible sur les influences directes d'autres espèces, de même que des applications récentes de la modélisation plurispécifique dans chaque division de l'OPANO (**4.7**).

Whipple *et al.*, (2000) présentent une discussion utile sur les différentes méthodes qui ont été utilisées pour analyser la mortalité par prédation dans les écosystèmes aquatiques. Comme eux, nous avons utilisé la distinction entre les modèles de flux statique, les modèles dynamiques et les modèles spatialement explicites pour structurer le résumé suivant.

Les modèles de flux statique font appel à des principes de bilan massique pour estimer les transferts de matière organique ou d'énergie dans un écosystème à l'aide de données sur les régimes alimentaires, les efficiences estimatives de l'assimilation, les demandes métaboliques, etc. Cet exercice peut aller au-delà de la simple comptabilisation empirique par l'utilisation de modèles qui assument l'équilibre du système et « équilibrent » les transferts estimés entre toutes les composantes à l'aide d'Ecopath (Christensen et Pauly, 1993) ou de la méthode plus objective de la modélisation inverse (Savenkoff *et al.*, 2001). Ces modèles sont particulièrement utiles pour établir les lacunes dans les connaissances du système. Il doit être reconnu qu'Ecosim, de la façon dont il a été appliqué, assume que les interactions entre les composantes sont linéaires, de sorte qu'il ne s'applique que dans des conditions s'approchant de l'équilibre assumé du système. Ecosim ne peut pas servir à tirer des conclusions sur les effets de changements dans le temps découlant de l'exploitation par la pêche ou la prédation, bien qu'en changeant la biomasse de n'importe quelle composante et en rééquilibrant le système, il soit possible d'obtenir des renseignements sur les effets exercés sur d'autres composantes (voir l'exemple en **4.7.4**). Il faut des modèles dynamiques pour faire de telles prédictions.

La plupart des modèles dynamiques des populations plurispécifiques sont des extensions de modèles « classiques » proie-prédateur (et de la compétition) reposant sur des calculs de différence finie ou des équations différentielles. Cette méthode a été utilisée autant pour étayer que pour réfuter des décisions de gestion comportant l'élimination sélective de l'une des composantes vivantes afin d'influer sur l'abondance ou la production d'une autre composante. De tels modèles étaient autrefois trop simples, abstraits ou « théoriques » pour permettre d'en arriver à des conclusions sur des interactions précises entre des mammifères marins et la pêche (McLaren et Smith, 1985). Par exemple, Flaaten (1988) a utilisé des modèles du genre pour conclure (p. 114 de son article) qu'il faudrait réduire les populations de mammifères marins afin d'accroître la production excédentaire des ressources halieutiques pour l'homme. Yodzis (1994) a démontré que cette conclusion était une conséquence inévitable de la structure du modèle de Flaaten, qui reposait sur quelques espèces dont les interactions étaient soi-disant linéaires. Les modèles basés sur des interactions non linéaires donnent des conclusions très différentes. Yodzis a conclu hélas qu'il reste malheureusement difficile d'établir la forme fonctionnelle d'interaction qui est appropriée pour une population réelle particulière.

En raison de la difficulté à préciser toutes les interactions dans un système d'intérêt, certains n'ont utilisé que les composantes évaluées comme étant importantes dans des modèles présentant « un minimum de réalisme ». Le modèle à trois espèces de Punt et Butterworth (1995) est peut-être l'exemple cité le plus souvent dans le contexte des effets des mammifères marins. Ces auteurs ont aussi tenu compte de la structure par âge dans les populations de proies et de prédateurs, ainsi que du cannibalisme dans leur analyse des effets potentiels d'une chasse

accrue à l'otarie d'Afrique du Sud sur le rendement de la pêche du merlu du Cap. Lorsqu'ils ont supposé que seule l'espèce commerciale de merlu était en cause, l'accroissement des prises d'otarie menait à celle des prises de merlu. Cependant, il existe en réalité deux espèces de merlu dans les eaux d'Afrique du Sud; une première, constituant la plus grande partie des prises commerciales, et une seconde, l'espèce que recherchent les otaries, et qui est un important prédateur de la première espèce. Lorsqu'ils ont tenu compte de ce rait, ils ont tiré la conclusion contraire : des prises accrues d'otarie pourraient résulter en des prises commerciales réduites de merlu. L'applicabilité de tels réseaux alimentaires simplifiés aux stocks de morue du Canada atlantique est discutée dans les sections **4.7-4.11.**

D'autres modèles plurispécifiques présentant un minimum de réalisme ont tenté de tenir compte des effets des distributions spatiales. Mentionnons MULTSPEC, utilisé par Bogstad *et al.* (1997, dont un compte rendu plus simple est présenté par Tjelmeland et Bogstad, 1998), pour examiner les interactions entre trois espèces de poisson (capelan, hareng, morue), le phoque du Groenland et le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) dans la mer de Barents et la mer de Norvège, et BORMICON (Bjoernsson, 1997), utilisé pour examiner l'effet des interactions entre le capelan, la morue franche fréquentant les eaux islandaises, la crevette et les cétacés à fanons sur les rendements des pêches. Bogstad *et al.* (1997) ont conclu provisoirement qu'un plus grand nombre de baleines entraînerait une baisse des stocks de hareng, tandis qu'un plus grand nombre de phoques du Groenland nuirait le plus aux stocks de capelan et de morue. Ils ont tiré ces conclusions en enlevant du modèle des parties des populations de poisson et de mammifères et en comparant les résultats à ceux obtenus d'un « passage témoin du modèle ». Ils ont soutenu que les résultats étaient robustes dans les limites des caractéristiques générales des interactions.

Yodzis (1998, 2000, 2001a) a émis des réserves quant à l'utilité des modèles de réseaux alimentaires simplifiés. Son modèle élargi du réseau alimentaire de l'écosystème du courant Benguela (dont fait partie l'interaction entre l'otarie de l'Afrique du Sud et le merlu du Cap étudiée par Punt et Butterworth (1995), tient compte d'une vaste gamme de composantes, allant des bactéries aux cétacés. Il a utilisé ce modèle pour examiner les interactions indirectes (p. ex., les effets que l'otarie peut avoir sur le merlu en mangeant d'autres espèces de poisson) découlant d'un changement dans le nombre d'otaries et voir s'il pouvait tirer des conclusions valables en ne considérant qu'un seul sous-ensemble des espèces faisant partie du réseau entier. Yodzis (2001a, figure 2) a résumé l'incertitude entourant les rendements totaux de poisson à la suite d'un abattage sélectif des otaries dans le contexte du réseau alimentaire entier. Il a néanmoins conclu que le résultat qualitatif, soit qu'un abattage sélectif est plus susceptible d'être nuisible que bénéfique à l'ensemble de la pêche, est solide en regard des suppositions sous-jacentes quant à l'inclusion d'autres effets sur les proies et la forme des fonctions d'interaction. Cependant, les résultats de Yodzis (2001a) allouaient également, avec une probabilité considérable, qu'un abattage sélectif des otaries pourrait avoir un effet positif sur la pêche et ne contienne aucune évaluation des différentes composantes de la pêche affectée.

Devant les énormes difficultés à obtenir assez d'information pour des modèles complexes de population par structure d'âge, la seule modélisation dynamique plausible des réseaux alimentaires complets à l'heure actuelle devrait peut-être être fondée sur les biomasses et le transfert de la matière organique entre les composantes, tel que modélisée de façon statique par Ecopath (voir ci-dessus). Au-delà, le logiciel Ecosim (Walters *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2000)

permet d'étudier les conséquences de changements dans les écosystèmes des poissons et des prédateurs, bien que l'on doive clairement reconnaître ses limites et ses suppositions. En particulier, l'utilisation de refuges virtuels pour protéger une partie des proies contre les prédateurs n'atténue pas toutes les propriétés artificielles de l'action de masse des interactions sous-jacentes définies par Ecopath. Nous examinons les applications publiées et en cours de cette méthodologie au Canada atlantique dans les sections **4.7-4.11**.

Enfin, un échange récent entre Boyd (2001) et Yodzis (2001b) fait ressortir d'importantes recherches au cours des dernières années sur les changements environnementaux à l'échelle planétaire et leurs effets sur les régimes proie-prédateur et les pêches; El Niño est un exemple connu. Cela pourrait soulever plus d'incertitude quant à l'application de modèles d'écosystèmes complexes à des situations particulières. Comme nous l'avons noté précédemment (**4.3**), le Canada atlantique peut simplement avoir été sujet à un tel événement pendant et après l'effondrement des stocks de morue. Cependant, dans le cas de divisions précises de l'OPANO (**4.7-4.11**), le groupe d'experts croit que les effets néfastes de tels changements dans le milieu physique empêchant le rétablissement des stocks doivent se manifester de façon concrète, soit par la réduction de la croissance, l'affaiblissement de la condition et la diminution de la fécondité. Sinon, l'analyse se perd dans les généralités, analogies et abstractions.

En dépit de ces approches plurispécifiques précieuses, le « bon sens » suggère que certains effets de la réduction de la prédation par les phoques au Canada atlantique soient prévisibles sans recourir à ce genre d'analyse. Étant donné le laps de temps qui peut s'écouler avant le retour à l'équilibre de systèmes complets, une réduction marquée de la prédation par les phoques sur un stock de poisson d'importance commerciale entraînerait immédiatement un accroissement de sa disponibilité pour la pêche. De même, une diminution de la prédation exercée sur les prérecrues pourrait donner un répit à court terme suffisant pour leur permettre d'échapper à la « fosse aux prédateurs », et produire des stocks de reproducteurs suffisants pour échapper continuellement à une telle situation. Yodzis (2001, p. 80) reconnaît implicitement ces possibilités, faisant remarquer qu'à brève échéance, l'on pourrait observer surtout l'effet par les voies les plus courtes du réseau alimentaire (une augmentation du rendement des pêches), l'effet des voies plus longues se faisant sentir uniquement à plus long terme et conduisant peut-être à un renversement de la réponse (une diminution dans le rendement des pêches).

4.7. Données sur la plate-forme Scotian : divisions 4VsW, 4Vn et 4X de l'OPANO

4.7.1. Régime alimentaire des phoques et consommation de morue sur la plate-forme Scotian

Le phoque gris est le plus abondant des phoques sur la plate-forme Scotian, privilégiant surtout l'île de Sable comme aire de reproduction, où ses effectifs ont selon les apparences augmenté régulièrement depuis les années 1960 (**tableau 2.1**). Le régime alimentaire du phoque gris dans 4VsW a été évalué d'après le contenu stomacal prélevé à grande échelle chez ces animaux depuis 1980 et, depuis peu, d'après des échantillons d'excréments recueillis à l'île de Sable (Mohn et Bowen, 1996). Selon les calculs de Bowen et Harrison (1994) effectués en fonction de la vitesse de nage des phoques et de la durée du transit gastro-intestinal, les proies observées dans les excréments ont été capturées à moins de 78 km des lieux de terrissage sur l'île. Ces

chercheurs considèrent ces échantillons comme étant les plus représentatifs des proies disponibles à la limite du secteur est de la plate-forme Scotian (Division 4W), l'endroit le plus préoccupant dans le contexte des impacts possibles sur les stocks de morue restants. Mohn et Bowen (1996, tableau 3) donnent des pourcentages moyens non pondérés pour toute la saison de la morue dans les échantillons prélevés sur des phoques gris « dans les eaux côtières » et dans « les eaux hauturières » durant 1988-1993 de 21,7 % (n=3) et de 13,2 % (n=10) respectivement. Il n'est pas surprenant que les différences ne soient pas significatives, mais des échantillons plus importants pourraient nous donner plus de renseignements.

Les dernières évaluations effectuées par Mohn *et al.* (1998, tableau 6) résument la contribution en pourcentage de la morue au régime alimentaire du phoque gris (poids humide) sur la plate-forme Scotian en 1971-1998 selon trois modèles :

(i) En supposant que la morue constitue une proportion constante du régime, celle-ci représente environ 12,6 % de la consommation au cours de la période.

(ii) En supposant que la morue dans le régime alimentaire varie en fonction de l'abondance de la morue, les valeurs initiales obtenues sont de l'ordre d'environ 10-12 %, s'élevant à 25 % et plus au milieu des années 1980 et diminuant à environ 3 % au milieu des années 1990.

(iii) Un troisième scénario, considère comme étant plus probable que l'un ou l'autre des deux précédents, consistait à limiter la limite supérieure du modèle de proportion variable à un maximum d'environ 20 % de morue, ce qui est plus cohérent avec les données disponibles sur le régime alimentaire. On obtient ainsi des valeurs initiales et finales se rapprochant de celles du second modèle.

Selon Hammill et Stenson (2000), le phoque commun mangerait surtout du hareng (427 t par année) et une petite quantité (100 t) de morue franche dans cette division. Comme il y a très peu de phoques communs qui demeurent à la limite de la plate-forme Scotian (voir 2.7.1), on peut faire abstraction de leur impact.

4.7.2. État des stocks de morue et impacts possibles du phoque gris sur la plate-forme Scotian

Il n'y a pas de doute que les stocks de morue de l'ensemble de 4VsW continuent d'être décimés par rapport aux effectifs observés vers le milieu des années 1980, la biomasse actuelle du stock de géniteurs se chiffrant entre 32 et 37 kt (DFO, 1998a). La morue se reproduisait en abondance au printemps et à l'automne sur toute la plate-forme Scotian au début des années 1980, mais elle se limite désormais surtout à la partie occidentale du banc de l'île de Sable à l'automne (Frank *et al.*, 1995). Selon les dernières mises à jour (DFO, 1999; Branton et Black, 2000, fig. 9), les stocks sont encore déprimés. La pêche a été fermée en 1993, mais il y a encore des prises accessoires (et depuis peu des captures par pêche indicatrice).

Le dernier rapport complet sur l'état des stocks de morue (DFO, 1998a), basé sur Mohn *et al.* (1998) rapporte que la consommation de morue par les phoques peut être un facteur important

qui empêche le rétablissement de ce stock. Les phoques auraient mangé 5,4 ou 22 kt de morues dans 4VsW en 1997. À partir d'un poids moyen estimé de morue- proie = 201 g (Bowen et Harrison, 1994), cela équivaudrait environ à 27 ou à 109 millions de jeunes morues d'une population de morues âgées d'un an et plus estimée à environ 60 millions d'individus en 1997 (Mohn *et al.*, 1997). La valeur de consommation la plus basse (5,4 kt, 27 millions de poissons) suppose que la prédation a évolué en fonction de l'abondance de la morue (modèle 3, susmentionné) et mène à la conclusion que le recrutement, même à l'âge 1, a été piètre et que la survie subséquente à l'âge 3 et 4 a été un facteur de bien moindre importance. La valeur supérieure (22 kt, 109 millions de poissons) suppose que la morue a constitué une proportion constante du régime alimentaire au fil des ans (modèle 1, susmentionné) et porte à conclure qu'un rétablissement des stocks de morue est improbable tant que la prédation se maintiendra à ce niveau (DFO, 1998a). La dernière supposition semble être étayée par des observations selon lesquelles la proportion de morue dans le régime alimentaire, bien que variable, n'ait affiché aucune tendance au cours des huit années d'échantillonnage sur l'île de Sable; cependant bien que la puissance statistique des données (non publiées) pour détecter une telle tendance n'a pas été évaluée. Dans l'un ou l'autre modèle, il semble y avoir un décalage entre la disponibilité potentielle de morue et le nombre de poissons mangés. Voilà une autre indication de l'incertitude des estimations.

Les quantités estimées de morue consommées peuvent être comparées aux estimations de la pêche indicatrice et aux débarquements de prises accessoires totalisant 231 t en 1997 (DFO, 1999), approximativement de l'ordre de 100 000 individus de poids moyen à l'âge 6 (DFO, 1998a) dans les échantillons de prises « commerciales » (prises accessoires).

Un nouveau modèle structuré par âge, englobant les interactions entre la morue, la pêche et les phoques, a été présenté lors de l'atelier du CDEENA tenu en décembre 2000 (Fu *et al.*, 2001). Les estimations de la mortalité par pêche et de la mortalité des jeunes morues (de 1 à 4 ans) et des morues plus âgées (5 ans et plus) imputable à la prédation exercée par les phoques ont servi à estimer la mortalité résiduelle (M) de 1970 à 1996. La valeur élevée de M obtenue de 1982 à 1984 peut être attribuable aux rejets. Les modèles d'évaluation qui supposent que M est constant et relativement faible sont portés à surestimer la biomasse des géniteurs dans ces circonstances. Par contre, l'accroissement observé de M à la fois chez les jeunes morues et les morues adultes depuis 1992 demeure inexpliqué.

Les chiffres précédents semblent apporter des preuves circonstancielles admissibles d'une influence défavorable du phoque gris sur le rétablissement de la morue sur la plate-forme Scotian. Les profils des acides gras (données non publiées, S. Iverson et D. Bowen, comm. pers.) établis à partir d'un petit nombre d'échantillons prélevés chez le phoque gris à l'île de Sable jettent toutefois un pavé dans la mare. Ils portent en effet à croire que les estimations publiées des proportions de morue dans la nourriture du phoque gris de la plate-forme Scotian pourraient être trop élevées.

Les résultats récents d'une expérience de marquage pour le repérage par satellite d'un certain nombre de phoques gris adultes de l'île de Sable (D. Bowen, données inédites) ont révélé que les femelles restent surtout aux environs du Banc de l'île de Sable ou traversent l'est de la plate-forme pour se rendre dans le golfe du Saint-Laurent, tandis que les mâles se rendent

surtout vers le sud-ouest de la plate-forme et plus loin (4X). Ces résultats pourraient donner lieu à une certaine diminution de la prédation estimative exercée sur la morue dans 4VsW et 4Vn, et à sa réaffectation à 4X et 4T en comparaison de celle utilisée par Mohn et Bowen (1996) et le MPO (DFO, 1998a).

4.7.3. Autres explications de l'échec du rétablissement de la morue

Les prises actuelles de morue dans 4VsW sont si faibles qu'à moins que les prises accessoires ne soient majoritairement pas signalées, il est peu probable qu'elles peuvent expliquer l'état encore appauvri des stocks.

Un épisode de refroidissement des eaux du secteur est de la plate-forme Scotian, débutant vers le milieu des années 1980 et se poursuivant jusqu'au milieu des années 1990, a probablement aussi nui aux stocks de morue, qui se rétablissent lentement depuis (Drinkwater, 1999). Le déclin soutenu de la condition moyenne des morues adultes observé à ce moment-là (P. Fanning, MPO, comm. pers.) peut être le résultat de ce refroidissement du fait que la biomasse totale de la population était si faible que la disponibilité réduite de nourriture en raison de la compétition intraspécifique n'aurait pas dû constituer un problème. Ce fléchissement peut aussi expliquer une partie de l'accroissement de la mortalité naturelle observée à ce moment-là. En 1997, des eaux particulièrement froides du talus de la plate-forme ont pénétré dans les bassins de la plate-forme, dont les profondeurs restent froides. À la fin des années 1990, le réchauffement des températures dans les 50 m supérieurs (Drinkwater, 1999) a toutefois engendré un milieu plus chaud propice au développement de la morue. Enfin, depuis environ 1992, le déclin constant dans la taille par âge pour tous les âges semble s'être arrêté, et on constate une certaine amélioration et une nette progression dans l'état de la morue en 1995-1997, bien que ces observations soient basées sur des échantillons relativement faibles (DFO, 1998a). Devant ces preuves, il semble peu probable que la faible croissance et les mauvaises conditions de reproduction résultant des changements océanographiques soient responsables de l'échec actuel du recrutement, bien que ces facteurs aient pu jouer un rôle auparavant.

Des études récentes du reste de l'aire de reproduction de la morue dans 4VsW, à la limite de la plate-forme sur le haut-fond Western à l'automne (McLaren *et al.*, 1997), ont indiqué que les oeufs et les larves de morue y demeurent malgré les conditions océanographiques. Cependant, les auteurs n'ont pas trouvé de preuve de pénurie alimentaire, même pour les larves balayées hors du banc pendant de fortes tempêtes.

4.7.4. Aspect plurispécifique à considérer pour la plate-forme Scotian

Le lançon (*Ammodytes dubius*) est de loin la principale proie du phoque gris au large de la plate-forme Scotian, et est également important pour les poissons de fond. Il représentait environ 67 % en poids humide de la nourriture du phoque gris d'après des estimations faites à partir d'échantillons prélevés de 1988 à 1993 (Mohn et Bowen, 1996, tableau 5). Hammill et Stenson (2000, tableau 8) ont estimé que les phoques gris avaient mangé environ 89 kt de lançon dans 4VsW en 1996. Un déclin dans cette espèce clé pourrait avoir un impact sur la base alimentaire de la morue mais, en raison des habitudes d'enfouissement du lançon, il est difficile

d'en évaluer les stocks. Cependant, comme cela a été noté précédemment (section **4.4.3**), rien dans la condition des morues n'atteste d'une pénurie actuelle de nourriture.

La forte prédation exercée sur les oeufs et les larves de morue pourrait aussi expliquer la faiblesse persistante du recrutement de la morue. Les relations négatives entre le recrutement de la morue et l'abondance du hareng (*Clupea harengus*) et du maquereau sont bien connues dans certaines régions de l'Atlantique Nord et ont été suggérées explicitement pour la partie sud du golfe du Saint-Laurent (Swain et Sinclair, 2000; tel que discuté ci-après en **4.8.3**). D'après une déclaration de Harris (2000), malgré qu'il soit reconnu que le hareng et le maquereau mangent des larves de poisson dans de nombreux écosystèmes, celles-ci brillaient par leur absence dans le contenu de leur estomac (prélèvements sur la plate-forme Scotian); le fait qu'elles soient digérées rapidement expliquerait la rareté avec laquelle elles sont observées. Des oeufs de poisson ont pourtant été découverts dans ces estomacs. Hunter et Kimbrell (1980) ont révélé que les anchois digèrent leurs oeufs rapidement, quoiqu'ils aient trouvé une forte relation positive entre le nombre d'oeufs dans le système digestif et l'abondance d'oeufs dans les échantillons prélevés sur le terrain. Il est également vrai que les relevés de NR au large en juillet 1999 ont dénoté que les effectifs du hareng étaient les plus élevés de la série temporelle de 17 ans au cours de laquelle les mêmes navires et engins ont été utilisés et que le hareng était largement distribué sur les bancs à l'ouest de l'île de Sable (DFO, 2000a). La série temporelle (DFO, 2000a, fig. p. 6) dénote cependant un accroissement qui s'amorce en 1994-1995, un déclin en 1996-1997 et une forte augmentation en 1998-1999. Ce nouvel essor s'est toutefois produit un peu après le fléchissement des stocks et du recrutement chez la morue. Enfin, certains faits (C. Taggart, comm. pers.) portent à croire que la dispersion dans la masse d'eau est responsable dans une large mesure des niveaux de disparition des larves de morue sur le haut-fond Western et dans le voisinage au cours des automnes de 1997 et de 1998. Les preuves selon lesquelles les stocks hauturiers de morue dans 4VsW n'ont pas récupéré en raison de la prédation exercée par les poissons pélagiques sur leurs oeufs et leurs larves ne semblent pas convaincantes, bien que le hareng pose dorénavant un problème.

Comme il a été suggéré que les phoques peuvent aider au rétablissement de la morue en s'attaquant à de tels prédateurs pélagiques (voir ci-après, **4.8.3**), nous constatons que ni le hareng ni le maquereau n'ont été apparemment découverts dans la nourriture ingérée par le phoque gris au large de la plate-forme Scotian (Mohn et Bowen, 1996, tableau 5), bien que ces résultats aient été obtenus à partir d'échantillons prélevés avant la récente augmentation des effectifs de hareng hauturier. La prédominance de ces deux espèces pélagiques dans la nourriture des stocks côtiers (Mohn et Bowen, 1996, tableau 5) indique qu'elles sont clairement décelables lorsqu'elles sont consommées.

Le rôle du phoque gris dans l'écosystème de 4VsW est examiné à l'heure actuelle dans le cadre de l'initiative de gestion intégrée du secteur est de la plate-forme Scotian (O'Boyle, 2000). Deux approches ont été appliquées à la période des années 1980, soit avant l'effondrement catastrophique des stocks de morue (Bundy *et al.*, 2000b). Une analyse inédite du bilan massique (Ecopath) de la situation prévalant avant l'effondrement de 1985 à 1987 (telle que présentée au groupe d'experts par P. Fanning, le 26 juin 2000) a conclu que le phoque gris était responsable d'à peu près 5 %, les morues adultes d'un 28 % additionnel et d'autres prédateurs de 15 % de la mortalité, laissant ainsi 48 % de mortalité juvénile totale (M total = 1,08)

inexpliquée. Tel qu'indiqué en **4.7.2**, les rejets de pêche pourraient constituer une explication qui ne s'applique toutefois plus puisque les prises de morue ont fortement diminué et que les rejets sont par conséquent insignifiants.

D'autres approches axées sur le réseau alimentaire de 4VsW ont été examinées lors de l'atelier du CDEENA tenu à l'Institut Bedford en 2000 (Fanning, 2000). Par exemple, d'après des relevés de la NOAA s'étendant jusqu'à la plate-forme Scotian, les cétacés sont peut-être des prédateurs de poisson plus importants que le phoque gris (A. Bundy, MPO, comm. pers.). Mohn (2000) a présenté un prototype de modèle plurispécifique ayant un minimum de réalisme à cet atelier. Ce modèle structuré par âge incluait six groupes d'espèces (phoque gris et baleines combinés) en fonction de leur importance comme proie ou prédateur de la morue dans l'analyse Ecosim (ci-dessus). Mohn a conclu que les effets ascendants (la condition diminuée de la morue nuisant à sa survie et à sa reproduction) étaient beaucoup moins importants que les effets de la prédation.

Enfin, le logiciel Ecosim a récemment été utilisé pour faire des projections du milieu des années 1980 jusqu'à nos jours (A. Bundy, MPO, comm. pers.). Selon les résultats préliminaires, le stock de morue de 4VsW devrait s'être rétabli au niveau précédant son effondrement, même si la morue composait 17 % de la nourriture du phoque gris dans le réseau alimentaire initial (selon le troisième modèle de Mohn *et al.*, 1998; voir la section précédente **4.7.1**).

Les modèles plurispécifiques actuels, de l'avis général provisoires, ne semblent donc pas en général étayer la prédation par les phoques comme étant un facteur important empêchant le rétablissement de ce stock (**4.7.2**) dans 4VsW. Il est clair que des renseignements supplémentaires seront nécessaires avant de tirer des conclusions fermes de telles analyses.

4.7.5. Situation dans 4Vn et dans 4X/5Y

Le coin nord de la plate-forme Scotian a toujours été considéré comme une unité de gestion distincte, désignée 4Vn, pour deux raisons : un stock côtier de morue y réside et des migrateurs provenant du sud du golfe (4T) y passent l'hiver. La pêche y est interdite, sauf pour des relevés par pêche indicatrice et de très faibles prises accessoires depuis la fin de 1993. Les derniers rapports détaillés (DFO, 1998b, 2000b) décrivent des stocks tout aussi appauvris que ceux de 4VsW, la mortalité naturelle apparente dépassant considérablement le niveau traditionnellement supposé en gestion des pêches. Bien que les phoques ne soient pas mentionnés comme une cause probable de cette mortalité, des phoques gris issus des populations de l'île de Sable et du sud du golfe fréquentent 4Vn en grand nombre (Hammill *et al.*, 1999b, figures 5, 6). Les relevés de NR effectués à l'été 2000 (cartes et graphiques préliminaires dans Branton et Black, 2000) ont révélé que les populations de morue de 4Vn sont encore très faibles.

Les stocks de morue du secteur sud-ouest de la plate-forme Scotian et de la baie de Fundy (Div. 4X/5Y de l'OPANO), où l'on supposait jadis que les phoques communs étaient plus nombreux que les phoques gris, semblent moins appauvris. Les prises récoltées dans le cadre des relevés de NR (analysés dans Branton et Black, 2000, DFO, 2000b) indiquent une biomasse faible continue, mais un potentiel de recrutement (à l'âge 2) qui semble meilleur qu'au cours des dernières années, mais encore inférieur à la moyenne pour la série de relevés par NR (DFO,

2000b). Bien que la mortalité par pêche ait diminué, elle est bien au-dessus du niveau cible $F_{0,1}$. Même dans cette situation, il a été prédit que la biomasse du stock augmenterait en 2001. Le MPO (DFO, 2000b) a constaté que les faibles prises du relevé au cours des dernières années sont toutefois un motif de préoccupation et portent à croire que la mortalité attribuable à d'autres sources est en hausse. La prédation par les phoques n'est pas mentionnée, quoique l'on observe désormais des phoques gris (en particulier des gros mâles) qui passent plus de temps qu'on ne le croyait autrefois dans les divisions 4X/5Y, d'après les indications du marquage pour le repérage par satellite (voir la section **4.7.2**). Dans le cas de cette division, les prises et les rejets de morue ne sont peut-être pas encore signalées au complet (Breeze, 1998).

4.7.6. Effets possibles des phoques gris sur d'autres stocks de la plate-forme Scotian

Mohn et Bowen (1996, tableau 5) donnent une indication de l'importance relative des espèces commerciales de poisson de fond autres que la morue dans la nourriture du phoque gris dans la zone hauturière de 4VsW. Parmi les espèces contribuant plus de 5 % en poids humide dans trois prélèvements en zone hauturière, il y avait : la goberge (*Pollachius virens*), avec 7 % pendant les étés de 1988 à 1990, et les poissons plats (spp.?), avec 14,6 % pendant l'été de 1992. En zone hauturière, seuls les poissons plats ont compté pour plus de 5 % dans les échantillons moyens de nourriture, environ 9 % pour toutes les années, de 1988 à 1993. Le merlu argenté (*Merluccius bilinenaris*), à part un pourcentage anormal de 25,8 % dans un prélèvement en zone hauturière pendant l'été de 1998 jusqu'à 1990, composait régulièrement jusqu'à 0,1-5 % seulement de la nourriture dans neuf autres prélèvements. D'après le dernier rapport sur l'état des stocks de poisson de fond susmentionnés sur la plate-forme Scotian (DFO, 2000c), la goberge demeure rare dans toute la zone, les stocks de poisson plat se sont stabilisés au cours des dernières années autour de la moyenne à long terme dans la partie ouest de la plate-forme, tandis que la biomasse du merlu argenté demeure très faible et sa mortalité totale, élevée. Ainsi, il n'y a pas de relation évidente entre les (petites) proportions de ces espèces dans le régime alimentaire des phoques et l'état de leurs stocks.

4.7.7. Ver du phoque sur la plate-forme Scotian

Le phoque gris a un autre impact sur la plate-forme Scotian en étant l'hôte définitif du ver du phoque (*Pseudoterranova decipiens*) (Bowen, 1990), qui infeste aussi la chair des poissons de fond, notamment de la morue franche et de la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*). McClelland *et al.* (2000) et McClelland et Martell (sous presse) établissent la prévalence du parasite dans les filets de cette dernière espèce depuis 1980. La prévalence et l'abondance sont les plus fortes dans les eaux du centre de la plate-forme Scotian (4VsW) près de l'île de Sable, quoiqu'elles soient également élevées le long de la côte ouest de l'Île du Cap-Breton, dans le nord-est du Nouveau-Brunswick et dans l'embouchure de la baie de Fundy. Stables ou à la baisse de 1989 à 1993, peut-être à cause de l'impact des eaux de fond plus froides sur l'éclosion des oeufs du parasite, les premiers stades de son développement et les taux de transmission, ces deux paramètres sont à nouveau à la hausse dans la plupart des lieux d'échantillonnage dans les Maritimes.

Les directeurs et les travailleurs d'usines de transformation du poisson en Nouvelle-Écosse sont convaincus que la prévalence du ver du phoque dans les filets de morue, jadis faible, a

augmenté au cours des dernières années. Un représentant (D. Garrison, président, Sambro Fisheries Ltd., dans la littérature, le 26 septembre 2000) a quantifié ce changement de la façon suivante : en 1990, on comptait un mireur pour deux détacheurs de filet, alors qu'en 2000, ce nombre est maintenant plus qu'inversé. Il y a dix ans, nous pouvions observer un ou deux vers par filet. De nos jours, on en compte plutôt six ou huit.

4.7.8. Résumé de l'évaluation pour la plate-forme Scotian

Bien que la consommation estimée de morue par les phoques gris dépasse considérablement la consommation humaine, ces estimations sont très incertaines, et les preuves globales voulant que les phoques gris puissent empêcher le rétablissement des stocks sur la plate-forme Scotian sont faibles et tributaires des suppositions des modèles. De nouvelles techniques pour estimer le régime alimentaire des phoques ainsi que de nouveaux renseignements sur la distribution des phoques réduiront probablement les estimations actuelles de consommation de morue dans l'aire principale de reproduction de la morue sur les haut-fond Western.

Rien n'indique que des conditions océanographiques défavorables affectent dorénavant la condition des morues et, par conséquent, leur survie et reproduction.

D'autres espèces dans le réseau alimentaire de la plate-forme Scotian pourraient aussi influer sur le rétablissement de la morue. L'augmentation du stock hauturier de hareng est trop récente pour expliquer les premiers échecs du recrutement de la morue, mais pourrait poser un nouveau problème. Les relevés récents ont révélé plus de baleines (se nourrissant de poisson) qu'on l'avait d'abord supposé. Une analyse simplifiée du réseau alimentaire a conclu que le contrôle de haut en bas (prédation par les phoques gris plus les baleines) sur la population de morue est plus probable que le contrôle du bas vers le haut (par la disponibilité de nourriture). Un modèle Ecosim préliminaire du réseau alimentaire avant l'effondrement des stocks a porté à croire que la morue devrait avoir récupéré en dépit de la prédation par les phoques.

On dispose de peu d'information pouvant servir à évaluer les effets des phoques sur la morue dans 4Vn, où les stocks demeurent très faibles, ou dans 4X5Y, où les stocks semblent quelque peu en meilleur état. Il y a davantage de phoques gris dans les dernières divisions qu'on ne l'avait auparavant supposé.

Il n'y a aucune preuve ferme permettant de relier les phoques à l'absence de rétablissement d'autres espèces de poisson de fond dans 4VWX et dans 5Y.

La prévalence et l'abondance du ver du phoque dans les poissons de fond se sont accrues sur la plate-forme Scotian depuis 1993.

4.8. Sud du golfe du Saint-Laurent : division 4T de l'OPANO

4.8.1. Régime alimentaire des phoques et prédation sur la morue dans le sud du golfe

Bien que les phoques du Groenland se reproduisent dans la partie sud du golfe, la morue a déjà quitté ces eaux dans une large mesure lorsque les phoques y arrivent, et ces derniers mangent

peu avant de partir. Hammill et Stenson (2000, tableau 8) n'incluent aucune consommation par le phoque du Groenland ni par le phoque à capuchon dans leurs données pour 4T. Hammill *et al.* (1999b) donnent « une estimation très grossière » de quelque 2 kt de poissons consommés par année par les phoques du Groenland, tandis que Hammill et Carter (2000) ont estimé la consommation de morue à 200 t (0-500 t, IC de 95 %). On dispose de peu de renseignements sur le régime alimentaire du petit troupeau de phoques à capuchon qui se reproduit dans 4T, l'évaluation de leur alimentation ayant été basée sur des échantillons prélevés à Terre-Neuve (Hammill *et al.*, 1997); leur prédation s'exerce dans les divisions 4RS du nord du golfe selon Hammill et Stenson (2000, tableau 8). Les phoques communs sont trop peu nombreux pour avoir un impact important (Hammill *et al.*, 1999b). La consommation par ces trois espèces est donc mineure par rapport à celle du phoque gris, auquel Hammill et Stenson (2000) attribuent 99 % de la prédation dans cette division.

Les échanges entre la population de phoques gris qui se reproduit dans le golfe et celle se reproduisant sur l'île de Sable sont très fréquents. Nous avons examiné les plus récentes estimations de la production annuelle de petits phoques gris dans 4T dans une autre section de ce rapport (**2.5.3**). En comparaison de la plate-forme Scotian, les estimations de la consommation sont relativement mauvaises à cause de l'échantillonnage limité et des données insuffisantes sur la répartition géographique saisonnière. Hammill et Stenson (2000) présentent une seule estimation moyenne de 7 235 t de morue pour 1996. Selon Hammill *et al.*, (1999b), la quantité de morue mangée en 1999 était de l'ordre de 5 000 à 13 000 t, ce niveau de consommation n'ayant pas été traduit en nombre par âge. Selon une évaluation plus récente effectuée par Hammill et Carter (2000), la consommation de morue a augmenté de 1 000 t en 1984 à 2 500 t en 1996, et, avec un léger fléchissement dans les effectifs estimés de phoques gris dans le golfe, « dépassait à peine » 2 000 t (0-10 000 t; IC de 95 %) en 2000. Ces estimations devraient être les meilleures disponibles, étant donné qu'elles ont été « fondées sur des données véritables sur le régime alimentaire (en regard d'un régime supposé, Hammill *et al.*, 1999) ». Avec ces intervalles de confiance, l'estimation doit être traitée avec prudence. Si l'on suppose que ces morues sont de taille semblable à celles mangées par les phoques gris sur la plate-forme Scotian (poids moyen de 0,2 kg), l'estimation de la biomasse serait d'environ 10 millions de poissons.

4.8.2. État du stock de morue et impacts possibles des phoques dans le sud du golfe

L'état actuel du stock de morue du sud du golfe est résumé dans un rapport du MPO (DFO, 2000c et 2001b). Les chiffres pour 2000 dans le rapport du MPO (DFO, 2001b) révèlent une biomasse des géniteurs légèrement moindre que 100 kt et une abondance légèrement inférieure à 200 millions de poissons âgés de 3 ans et plus, ce qui reflète un fléchissement des prises par trait du NR de presque 30 % depuis 1999. Sinclair (2001) a décrit en détail un changement apparent de la mortalité naturelle (chez les adultes) (M) de M = 0,2 dans les années 1970 à M = 0,4 les années subséquentes. En 1999, la mortalité naturelle était décrite comme étant peut-être en baisse (DFO, 2000c), mais cet optimisme n'a pas été soutenu par les analyses de 2000 qui continuent d'indiquer des valeurs de l'ordre de 0,4 au cours des dernières années, soit plus du double des valeurs historiques (DFO, 2001b). Les causes incluraient « toutes les sources de mortalité non prises en compte comme les mauvaises conditions environnementales, la prédation, les prises non déclarées... le fléchissement dans le taux de croissance » (DFO,

2001b). En supposant que le poids moyen des poissons capturés avoisinerait 2 kg, les pêches de 1999 et de 2000 ont chacune capturé (compte tenu des petites prises non déclarées) environ 3 millions de morues. Les analyses de risque pour 2001 ont projeté qu'en l'absence de pêche, le stock de géniteurs de 2001 fléchirait de 1 %, mais que, si le TAC de 6 kt était pêché, il fléchirait de plus de 5 % (DFO, 2001b).

Les causes possibles de cette triste situation méritent une réflexion plus approfondie. Le récent déclin reflétait des estimations de relevé des effectifs de morue de 2 et 3 ans qui étaient près des valeurs les plus faibles observées (depuis 1971; DFO, 2001b). Cela n'est clairement pas attribuable au piètre recrutement unitaire, celui-ci ayant été relativement élevé dans les années 1990, quoique pas aussi élevé que pendant une autre période de faible abondance à la fin des années 1970. Ni les prises d'à peu près 3 millions de recrues ni la consommation par les phoques d'environ 10 millions de prérecrues sembleraient être élevées pour une population normale de morues de presque 200 millions de recrues. À moins qu'il y ait un important biais saisonnier dans l'échantillonnage des phoques ou que ces derniers mangent un grand nombre de grosses morues sans que l'on observe la présence de parties dures (voir la question d'éviscération à la section **4.11.7**), il semble ne pas y avoir de preuve que les phoques gris soient responsables de la mortalité naturelle élevée de la morue dans le sud du golfe.

4.8.3. Aspect plurispécifique dans le sud du golfe

Swain et Sinclair (2000) ont émis une importante hypothèse, selon laquelle les harengs et les maquereaux abondants dans le sud du golfe affectent le recrutement de la morue en mangeant des oeufs et des larves de morue. Ils suggèrent que, pour cette raison, les phoques peuvent avoir un effet positif indirect [sur les stocks de morue] en exerçant une prédation sur les poissons pélagiques. En fait, le titre de leur étude donne à penser que les auteurs croient à une application plus générale de cette hypothèse au dilemme du recrutement de la morue dans l'Atlantique Nord-Ouest. Le maquereau et le hareng ayant été reconnus comme des prédateurs des oeufs et des larves de morue à d'autres endroits, on pense donc qu'ils ont une incidence sur le recrutement de celle-ci (références dans Swain et Sinclair, 2000). Une seule référence aux contenue stomacaux de hareng du golfe du Saint-Laurent (Messieh *et al.*, 1979) ne donne pas d'information sur la morue dans les proportions d'oeufs (dans 11 % des estomacs) et de larves (une quantité négligeable) présentes dans le contenu des estomacs. (Voir la section **4.7.4** portant sur l'examen des biais découlant de la digestion rapide de tels oeufs.) Cependant, il est plausible que le hareng et le maquereau consomment des oeufs et des larves de morue pendant leur période d'alimentation intense en été.

Les problèmes associés à l'analyse de réseaux alimentaires incomplets ont déjà été notés (**4.6.2**). Il est néanmoins possible d'envisager individuellement les composantes interagissantes proposées dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les estimations de la biomasse de harengs reproducteurs utilisées par Swain et Sinclair (2000) sont les estimations généralement utilisées dans les évaluations de l'état des stocks. Les estimations de la biomasse de maquereaux reproducteurs correspondent à la moitié des estimations faites à partir d'ASP pour l'ensemble du stock de l'Atlantique Nord-Ouest, dont les composantes de reproducteurs « du nord » (golfe) et « du sud » (Nouvelle-Angleterre) sont considérées comme étant de taille semblable. Les résultats issus d'ASP sont tirés de NFSC (2000, tableau D13), une référence dans laquelle le

lecteur est averti qu'aucun des essais du modèle qui ont produit ces données n'était acceptable et que les données totalisées étaient présentées à titre indicatif seulement et ne devaient pas être citées. Bien que la série temporelle des biomasses de maquereau utilisées par Swain et Sinclair (2000) ne concorde pas avec les tendances dans la biomasse des reproducteurs pour 1983-1996 basées sur le relevé des oeufs dans le golfe du Saint-Laurent (Grégoire *et al.*, 1997), ce relevé a aussi un risque d'erreurs reliées à la synchronisation des relevés et de la période de reproduction du maquereau. La série temporelle plus longue du NFSC, comprenant les années 1970 lorsque les biomasses des poissons pélagiques étaient basses et le recrutement de la morue très élevé, pourrait être envisagée comme le meilleur choix.

Le rôle joué par les phoques dans ce « réseau alimentaire triangulaire » est moins certain. Les phoques gris auraient mangé 3 000 t de hareng dans le sud du golfe en 2000 (avec des limites très larges conformément au tableau 3 dans Hammill et Carter, 2000). Cette consommation apparente est très mineure en comparaison avec la biomasse des harengs géniteurs de 4 ans au printemps d'environ 49 kt et celle des géniteurs à l'automne de 415 kt, et de la pêche combinée d'environ 76 kt (DFO, 2001c). Hammill et Carter (2000) n'ont pas indiqué de consommation de maquereau, mais ils ont estimé que le maquereau fournissait seulement environ 4 % de la contribution du hareng à l'énergie alimentaire du phoque gris (leur tableau 3). En supposant que le hareng et le maquereau fournissent la même quantité d'énergie par unité, cela se traduit par environ 120 t de maquereau. Cela semble avoir peu de conséquences du point de vue de la biomasse des stocks de géniteurs (prise comme un indice) d'environ 2 millions de tonnes en 2000 selon Swain et Sinclair (2000, leur fig. 1), ou même de l'estimation actuelle plus faible de 366 022 t du MPO (DFO, 2001d). La modeste prédation exercée par les phoques gris sur ce qui semble être des ressources énormes peut être reliée au décalage géographique et temporel entre les phoques et les deux poissons pélagiques (M. Hammill, MPO, comm. pers.). Il pourrait aussi y avoir des doutes quant à ce niveau de prédation si les otolithes de ces poissons étaient digérés plus rapidement que celles d'autres espèces. Cependant, leur présence dans l'estomac de certains phoques et même leur prédominance dans le régime alimentaire sur les côtes de la Nouvelle-Écosse (section **4.7.4**) indiquent que le maquereau et le hareng sont entièrement décelables lorsqu'ils sont consommés.

Par conséquent, alors que l'hypothèse émise par Swain et Sinclair (2000) d'un effet négatif de la biomasse des poissons pélagiques semble généralement convaincante, il n'en va pas de même pour un rôle positif joué indirectement par les phoques.

4.8.4. Impacts possibles des phoques sur d'autres stocks du sud du golfe

Hammill et Stenson (2000, tableau 4) estiment que les phoques dans le sud du golfe consomment de petites quantités de plie rouge (*Pseudopleuronectes americana*) et de limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*). Les estimations plus importantes de Hammill et Carter (2000) sont basées sur un échantillonnage local, mais les grandes différences entre les cinq sites d'échantillonnage et les saisons produisent des écarts standard très importants, incluant zéro. En se fondant sur des échantillons très variables de la division 4T, Hammill et Carter (2000) ont estimé que les phoques gris avaient mangé 15 kt de plie rouge en 2000, mais n'ont pas mentionné cette proie dans la liste des proies consommées par les phoques du Groenland. La biomasse des stocks de plie rouge dans 4T est d'environ 8 kt (ou le double, si l'on tient compte

de la capturabilité, selon A. Sinclair, MPO, comm. pers.). Les prises par NR en 2000 se sont accrues par rapport à celles des quatre années précédentes, mais avec beaucoup de variabilité spatiale (DFO, 2000c). Cette espèce a davantage été prisée comme appât et dans une pêche alimentaire limitée (MPO) avec des prises totalisant 600 t en 2000.

On a trouvé très peu de limande à queue jaune dans les échantillons prélevés chez le phoque gris mais, à partir des contributions énergétiques énumérées pour cette espèce et la morue (Hammill et Carter, 2000, tableau 4), on peut estimer très grossièrement à 31 kt la consommation de cette espèce par le phoque du Groenland. Le stock estimé de limande à queue jaune est faible (4 kt ou 8 kt une fois la capturabilité prise en compte, selon A. Sinclair, MPO, comm. pers.), avec des signes d'amélioration du recrutement en 2000 (DFO, 2001b). Il y avait des prises estimées (surtout pour appât) d'environ 300 t.

Il est évident que les consommations estimées précédemment (surtout des poissons plus petits?) par les phoques dépassent les tailles estimées des stocks des deux pleuronectidés. La très grande incertitude de ces estimations devrait être prise en considération. Il peut aussi y avoir des biais dans les estimations de la consommation du fait que les deux poissons sont les plus communs près des côtes, c.-à-d., près de l'endroit où les estomacs de phoque ont été prélevés et, par conséquent, pourraient être sur-représentés dans le régime alimentaire estimé (A. Sinclair, comm. pers.).

La merluche blanche (*Urophycis tenuis*) dans 4T fait l'objet d'un moratoire depuis 1995, avec quelques prises accessoires, par pêche indicatrice et à des fins récréatives. Les effectifs de la population et, dans une moindre mesure la biomasse, se sont accrus récemment du à une amélioration du recrutement, mais la mortalité naturelle estimée a augmenté (DFO, 2001e). La consommation de merluche blanche par tous les phoques dans 4T atteindrait à peine 35 t en 1996 selon Hammill et Stenson (2000, tableau 4); mais ce chiffre est surpassé par quelques 5 000 t (sans IC) consommées par seul le phoque gris (Hammill et Carter 2000), sans compter la prédation par les autres espèces. La merluche argentée fournirait 1 279 t au régime alimentaire des phoques dans 4T d'après Hammill et Stenson (2000), mais ne figure pas sur la liste des espèces consommées par le phoque gris dans Hammill et Carter (2000), bien que ces derniers aient mentionné que la « merluche » contribue environ 1 % de la nourriture du phoque du Groenland.

Les prises de crabe des neiges ont atteint à peu près 15 kt en 2000 (DFO, 2001f). Hammill et Carter (2000) constatent que les phoques du Groenland mangent une certaine quantité de crabe des neiges dans 4T, offrant deux estimations pour 2000, basées sur des échantillons variant énormément selon l'endroit, de 1 000 t (0-4000 t; intervalle de confiance de 95 %) et de 2 500 t (0-6 500 t).

En dépit des estimations élevées, mais probablement peu réalistes, de la prédation par les phoques, les stocks des trois espèces de poisson semblent afficher une amélioration. Cependant, on se préoccupe des dommages localisés par les engins de pêche et la prédation par les phoques, exercés à la fois sur la plie rouge et la merluche blanche qui passent l'hiver dans les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard (D. MacEwan, Î.-P.-É., ministère des Pêches et de l'Aquaculture et F. Beairsto, P.E.I. Fishermen's Association, comm. pers.). Le régime alimentaire du phoque gris

n'a pas été évalué à ces endroits, d'après les sites d'échantillonnage énumérés par Hammill et Carter (2000). L'impact possible du phoque du Groenland sur les stocks de crabe des neiges dans 4T ne peut pas être évalué de façon adéquate, en particulier sans estimation des proportions de crabes femelles dans les échantillons de contenus stomacaux.

4.8.5. Résumé de l'évaluation pour le sud du golfe

Bien que les quantités estimées de morue dans le régime alimentaire du phoque gris soient très imprécises, la consommation estimée est faible en regard de la biomasse du stock de morue, ce qui ne semble pas mettre les phoques en cause dans l'actuel taux de mortalité élevé chez les adultes et l'absence de rétablissement de la morue dans le sud du golfe.

L'abondance actuelle de hareng et de maquereau dans le sud du golfe peut être un facteur dans le faible rétablissement de la morue en regard des années 1970, même s'il est manifeste que les phoques gris consomment trop peu de hareng et de maquereau pour appuyer l'hypothèse qu'ils peuvent contrôler la prédation par ces poissons pélagiques sur les oeufs et les larves de morue.

Les stocks de plie rouge, de limande à queue jaune et de merluche blanche semblent montrer certains signes d'amélioration, malgré les hauts niveaux estimés de consommation par les phoques. Ces estimations ont des variances extrêmes et pourraient être biaisées, aussi de meilleures estimations sont-elles nécessaires. On se préoccupe au niveau local de la consommation de plie rouge et de merluche blanche dans les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard. Les prises apparentes de crabe des neiges par le phoque du Groenland sont faibles relativement aux stocks estimés de crabe et aux prises par pêche.

4.9. Nord du golfe du Saint-Laurent, divisions 4RS et 3Pn de l'OPANO

4.9.1. Régime alimentaire des phoques et prédation sur la morue dans le nord du golfe

Les estimations du régime alimentaire des phoques dans le nord du golfe ont parfois inclus explicitement et à d'autres occasions exclu les estimations pour la division 3Pn de l'OPANO. Stenson *et al.* (1997b) ont estimé que les phoques de toutes les espèces ont mangé 28 kt de morue franche dans 4RS et 3Pn en 1981, et 54 kt en 1994, cette dernière estimation avec un intervalle de confiance de 95% variant entre 14 et 102 kt. Les estimations ont été améliorées depuis.

Les phoques du Groenland dans 4RS auraient mangé 100 t de morues en 1996 (Hammill et Stenson, 2000, tableau 8), contre 107 t pour les phoques à capuchon (leur tableau 8), quoique la valeur précise de cette dernière estimation dépendait du taux de mortalité naturelle utilisé. Hammill *et al.* (1997, tableau 5) ont fourni des chiffres de l'ordre de 68-101 t en 1995. Compte tenu de la prédation exercée par les phoques gris et du Groenland, la consommation par les phoques communs et à capuchon peut être ignorée.

La plupart des phoques gris mettre bas sur l'île de Sable et dans le sud du golfe, et certains s'alimentent dans 4RS et 3Pn, principalement d'avril à décembre (Hammill, 2000, tableau 2b). Hammill et Stenson, (2000, tableau 8) ont estimé que les phoques gris avaient mangé 13 803 t

de morues dans 4RS en 1996 seulement. Hammill (2000, tableau 6) a présenté une autre estimation de 11 693 t (reposant sur la proportion moyenne de morue dans la nourriture défalquée d'une erreur-type). Si l'on tient compte de l'accroissement intérimaire de la population de phoques gris, on obtient une consommation de 14 470 t de morues en 1999, soit 467 t (environ 5 millions de morues) de 1 et de 2 ans et environ 14 003 t (environ 19 millions de morues) âgées de 3 ans et plus.

Un certain nombre de phoques du Groenland mettent bas sur la Côte-Nord au Québec, mais un plus grand nombre s'alimentent dans 4RS avant et après la saison de la mise bas. Hammill et Stenson (2000) ont estimé que les phoques du Groenland avaient mangé 42 089 t de morues dans 4RS en 1996, ne leur attribuant aucune consommation dans 3Pn. Hammill (2000, tableau 7) a présenté des estimations plus basses, soit 22 416 t en 1996 ou 22 496 t en 1999. Cette révision résulte de suppositions plus réalistes quant à la répartition des phoques entre 4R et 4S, la proportion de morue dans l'alimentation des phoques étant plus élevée dans 4S. Ces 22 416 t se répartissent en 4 220 t (environ 133 millions de morues) de 0 à 2 ans et 18 276 t (environ 49 millions de morues) de 3 ans et plus.

Afin de mieux comprendre le rôle joué par les phoques dans le nord du golfe, il est nécessaire de prélever un plus grand nombre d'échantillons afin de préciser les estimations de la proportion de morue dans la nourriture des phoques; il est également nécessaire d'obtenir des renseignements plus détaillés sur la façon dont les phoques du Groenland partagent leur temps entre les divisions et sous-divisions.

4.9.2. État du stock de morue et impacts possibles des phoques dans le nord du golfe

Il faut aussi évaluer les impacts possibles des phoques dans 4RS et 3Pn à la lumière des migrations de la morue entre ces endroits. Le rapport le plus récent sur l'état des stocks (DFO, 2001g) a indiqué qu'une proportion importante de la morue capturée en hiver dans 3Psa et 3Psd était constituée de morue du golfe y ayant fait incursion, et a étudié les effets de l'attribution de 75 % de ces prises au stock du nord du golfe.

En raison de la réduction extrême du stock de morue, la pêche a été fermée en 1994, puis rouverte avec un petit quota en 1997. Les captures en 1999 s'élevaient à 6 683 t. Les indices de la taille du stock fondés sur les relevés des NR et les prises par pêche indicatrice se sont améliorés en 2001 (DFO, 2001g). Les estimations de la taille du stock (de poissons de plus de 3 ans) établies à partir de l'analyse séquentielle de population ont continué d'augmenter d'un minimum de 31 t (50 millions de poissons) en 1994 à 95 kt (98 millions de poissons) au début de 2001. Cependant, ces valeurs sont bien inférieures aux 610 kt estimées (537 millions de poissons) en 1983.

En raison des effets environnementaux néfastes sur la condition de la morue, de la pêche autrefois excessive et de l'augmentation de la prédation, il a été décidé en 1998 d'augmenter la valeur supposée pour la mortalité naturelle (M) de 0,2 à 0,4, laquelle a été maintenue dans l'évaluation du stock actuel, étant donné que selon le MPO la prédation par les phoques a continué d'augmenter au moins jusqu'en 1996 (DFO, 2001g). De toute évidence les faibles réserves énergétiques ont entraîné une diminution de la fécondité (Lambert, 2000) et une hausse

de la mortalité durant les années 1990, réduisant probablement le potentiel de rétablissement du stock. L'environnement physique (ou trophique) n'est plus aussi hostile. En général, les indices de la condition de la morue se sont améliorés depuis le début des années 1990 et sont dorénavant le reflet d'une bonne condition stable. Les poids moyens des poissons de 6 ans, par exemple, dépassent la moyenne à long terme depuis 1997 (DFO, 2001g, fig. 3).

En dépit de l'amélioration des conditions environnementales et du contrôle exercé sur la pêche, on prédit au mieux un lent rétablissement. La seule façon d'atteindre le niveau ciblé de 10 % de croissance de la biomasse des adultes consisterait à rétablir le moratoire (DFO, 2001g). Bien que le stock ait affiché une modeste augmentation au cours des dernières années, on ne peut que conclure que les phoques sont d'importants prédateurs de morue dans le nord du golfe.

4.9.3. Aspect plurispécifique dans le nord du golfe

Savenkoff (2000) a fait appel à la modélisation inverse pour « équilibrer » les estimations provenant d'une diversité de sources quant aux productions et aux transferts de matière organique entre les espèces ou groupes d'espèces dans le golfe du Saint-Laurent de 1985 à 1987. Il est ressorti de son analyse que les phoques étaient responsables de 29 % de la mortalité des morues et les grosses morues étaient responsable de 50% de la mortalité. Une analyse de système dynamique en cours (K. Savenkoff, MPO, comm. pers.) pourrait être plus pertinente à la situation actuelle (voir **4.11.6**).

4.9.4. Impacts possibles des phoques sur d'autres stocks du nord du golfe

On a estimé qu'au total 3 913 t de flétan noir avait été consommé par l'ensemble des phoques dans 4RS en 1996, à majorité par les phoques à capuchon (Hammill et Stenson, 2000, tableau 4). La consommation de plie canadienne était estimée à 1 214 t, celle de limande à queue jaune à 967 t et celle de pleuronectidés, à 72 706 t. Les proportions relatives de poissons plats commerciaux dans le dernier groupe ne sont pas estimées, mais plus de la moitié de la biomasse des poissons plats identifiés était constituée de turbot de sable non commercial. La consommation totale de sébaste (*Sebastes* spp.) s'élevait à 97 002 t, en presque totalité par les phoques du Groenland (Hammill et Stenson, 2000, tableaux 4 et 8).

Une analyse plus récente (G. Stenson et E. Perry, comm. pers.) des échantillons prélevés chez environ 30 phoques à capuchon sur la côte ouest de Terre-Neuve (4R) a révélé l'absence de trace de flétan noir et de pleuronectidés. Dans cette analyse, on a estimé que le sébaste fournit environ 58 % de l'énergie alimentaire au phoque à capuchon. Bien qu'il soit considéré comme étant rare dans 4R, le phoque à capuchon est plus commun dans 4S (G. Stenson, MPO, comm. pers.), et sa consommation de sébaste dans 4RS combinée pourrait être plus importante que celle suggérée par Hammill et Stenson (2000, tableau 8).

Les prises annuelles d'environ 300 t de flétans noir dans 4RST au cours des dernières années (DFO, 2001h) correspondent à moins d'un dixième de la consommation estimée pour cette espèce par le phoque à capuchon dans 4RS; et ni la pêche ni les phoques n'ont apparemment empêché une hausse considérable des effectifs de ce poisson durant les années 1990 (DFO, 2001h, fig. 6, 8). Une petite pêche de plie grise est exercée dans 4RST, où la biomasse a semblé

augmenter de façon considérable en 1999 (FRCC, 2000). Il n'y a pas d'évaluation récente des stocks d'autres pleuronectidés avec lesquels comparer les estimations de la prédation par les phoques. Chez les stocks de sébaste épuisés, pour lesquels le pronostic dans tout le golfe demeure faible dans un avenir rapproché (DFO, 2000d) leur importante prédation par les phoques, pourraient être préoccupantes.

4.9.5. Résumé de l'évaluation pour le nord du golfe

Les récentes estimations de la prédation de la morue par les phoques dans cette région sont importantes; bien que la variance ne soit pas donnée, elle doit être élevée. La grande consommation de poissons de 3 ans et plus est une raison justifiant l'utilisation d'une estimation élevée du taux de mortalité naturelle (M = 0,4) dans les derniers rapports d'évaluation des stocks. Même après avoir mis un terme à la « pêche excessive » et malgré l'amélioration de la condition de la morue, les stocks de morue ne se sont accrus que très lentement. De toute évidence, les phoques sont d'importants prédateurs de la morue dans cette région.

Parmi d'autres espèces de poisson de fond commerciaux, le flétan noir et des pleuronectidés non précisés composent une large part de la nourriture des phoques. Le stock du premier est en hausse, mais l'état du dernier (en partie des espèces non commerciales) est largement inconnu. Les stocks épuisés de sébaste sont également très importants dans le régime alimentaire des phoques et pourraient l'être encore plus si les récentes estimations pour le phoque à capuchon dans 4R sont les mêmes dans 4RS.

4.10. Sud de Terre-Neuve, sous-division 3Ps de l'OPANO

4.10.1. Régime alimentaire des phoques et prédation sur la morue au sud de Terre-Neuve

Des intervenants et d'autres personnes ont signalé au groupe d'experts que le stock de morue de 3Ps est le seul stock du Canada atlantique qui ait montré un rétablissement relativement rapide. C'est aussi la seule division de l'OPANO où l'on croit qu'il n'y a pas beaucoup de phoques. Cette opinion peut toutefois refléter le manque d'information, étant donné que des phoques du Groenland sont régulièrement capturés dans cette région dans les filets de lompes (Walsh *et al.*, 2000); il est aussi reconnu que certains phoques gris et à capuchon marqués pour le repérage par satellite passent du temps dans 3Ps, bien que cette dernière espèce ne semble pas y rester longtemps (G. Stenson, comm. pers.).

Hammill et Stenson (2000, tableau 8) ont estimé que les phoques gris avaient mangé 9 887 t de morue, contre 34 t par les phoques communs dans l'ensemble de la sous-division 3Ps et de la division 4X (secteur ouest de la plate-forme Scotian et baie de Fundy). Ils n'attribuent pas de consommation aux phoques du Groenland dans ces endroits, quoique Stenson *et al.* (1997, tableau 4) aient donné des estimations de poids frais en pourcentage pour la côte sud-ouest de Terre-Neuve (morue franche, 13,2 %; capelan, 28,4 %; morue polaire, 10,1 %), ce qui sous-entend surtout 3Pn, avec des parties de 4R au sud de la baie St-Georges (G. Stenson, comm. pers.). Étant donné l'abondance connue de phoques gris et de phoques communs dans 4X, ces données limitées appuient la croyance générale que la prédation par les phoques soit

relativement faible dans 3Ps comparativement à celle exercée dans d'autres divisions et sous-divisions.

4.10.2. Stocks de poisson de fond et impacts possibles des phoques au sud de Terre-Neuve

La dynamique des stocks de morue de 3Ps est compliquée par le fait que l'on croit qu'une partie du stock migre vers les eaux côtières de 3L et plus loin dans 3K en été, en longeant les côtes de Terre-Neuve. Des morues de 3Ps et des stocks migrateurs mélangés se manifestent aussi sur le banc Burgeo, situé dans 3Ps. Une analyse génétique a toutefois révélé que la contribution de la morue côtière de la baie de Plaisance et de la baie de Fortune (situées dans 3Ps) au stock mélangé du banc Burgeo va de faible à négligeable (Ruzzante *et al.*, 1999).

Le plus récent rapport sur l'état du stock (DFO, 2000e) dénote des problèmes dans l'évaluation de la morue de 3Ps et conclut, en dépit de l'optimisme antérieur, qu'il y a une tendance à la baisse dans la biomasse du stock reproducteur de 3Ps depuis quelques années et recommande une approche très prudente à l'estimation du TAC. Le MPO (DFO, 2000f) ne mentionne aucunement la prédation comme étant un problème. Shelton (2000) a noté que la croissance de la population de morue de 3Ps semblait anticompensatoire, mais n'a pas mentionné que la prédation exercée par les phoques pouvait en être la cause.

Une revue récente d'autres espèces de poisson de fond dans 3Ps (DFO, 2000f) portait sur de petites populations marginales sur le plan géographique d'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) et de goberge, et sur des stocks plus importants de plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), de plie grise et de merluche blanche. Les stocks de plie canadienne demeurent bien inférieurs à ceux de 1980, tandis que la plie grise affiche une stabilité à long terme relative, et la merluche semble connaître un accroissement notable, ayant une aire de répartition plus étendue. Aucune de ces espèces n'est désignée comme étant une « proie importante » des phoques dans Hammill et Stenson (2000, tableau 8) quoique dans les données les plus récentes sur le régime alimentaire présentées pour l'évaluation des stocks de poisson de fond, la plie canadienne et les pleuronectidés constituaient une part plus importante de la nourriture des phoques que ce que l'on avait auparavant reconnu (G. Stenson, MPO, comm. pers.).

4.10.3. Résumé de l'évaluation pour le sud de Terre-Neuve

La supposition voulant que la prédation exercée par les phoques ait été relativement faible dans 3Ps, quoique basée sur un échantillonnage peu étendu, semble être plausible; cependant le groupe d'experts ne dispose pas de nouvelles preuves à cet égard.

L'évaluation la plus récente dénote une tendance à la baisse dans les stocks de morue, et la prédation de la part des phoques n'a pas été suggérée comme étant une cause de cette tendance ni du recrutement anticompensatoire apparent.

L'état des autres stocks de poisson de fond commerciaux et le pronostic à leur égard manquent de cohérence, et aucun de ces stocks n'a été évalué comme étant une proie importante des phoques.

4.11. Est de Terre-Neuve et sud du Labrador, divisions 2J3KL de l'OPANO

L'essentiel de la polémique entourant l'interaction entre les phoques et les pêches et les questions les plus délicates concernant les phoques ont trait aux impacts possibles des phoques sur ce qui reste des stocks de morue du Nord au large de Terre-Neuve. Les raisons de l'effondrement des stocks ont été largement discutées et parfois contestées. Shelton et Lilly (2000) en font un examen bref mais réfléchi. Le groupe d'experts n'avait comme mandat que d'étudier le rôle possible des phoques dans l'état actuel des stocks et l'absence de leur rétablissement, et non leur effondrement. En raison de l'information volumineuse et des opinions bien ancrées sur ces sujets, la présente section est plus longue que celle sur les autres divisions et sous-divisions de l'OPANO. Il y a peu de choses à dire quant au sud du Grand Banc, divisions 3NO, sauf que les stocks de morue qui s'y trouvent affichent à l'heure actuelle une modeste augmentation (Lilly *et al.*, 2001; NAFO, 2001). Aucune estimation quantitative de la population de phoques ne semble avoir été faite dans 3NO, quoique des intervenants aient rapporté que des phoques y étaient aperçus plus souvent et que certains phoques du Groenland marqués pour le repérage par satellite ont fréquenté ces divisions de 1995 à 1997. Nous n'avons pas essayé d'examiner l'information provenant de ces divisions.

4.11.1. Premières opinions quant à l'information nécessaire à une meilleure compréhension

Une série de recommandations formulées au début de 1997 dans le cadre d'un atelier de travail international sur les interactions entre les phoques du Groenland et les espèces pêchées (CCFI, 1997) est une mesure utile des travaux effectués par la suite. Ces recommandations sont paraphrasées ci-après; elles sont suivies d'un bref exposé des mesures prises pour y satisfaire. Nous traiterons les recommandations plus en profondeur dans les sections qui suivent.

1. Il faut estimer l'abondance et la distribution des prérecrues de 0 à 2 ans dans les eaux côtières et hauturières de 2J3KL à partir des données disponibles issues de relevés de NR et d'un relevé spécial visant à recueillir des renseignements plus précis.

Il n'y a pas encore d'estimations fiables de l'abondance de ces classes d'âge. Il est regrettable que le seul programme voué à l'obtention de ces estimations des recrues d'âge 0 dans les eaux côtières ait été annulé en 2000. Nous traitons du recrutement jusqu'aux stocks exploitables à la section **4.11.2**.

2. Il faut obtenir de meilleures estimations de la quantité de poisson mangée par d'autres prédateurs dans l'écosystème afin de raffiner les estimations du transfert de biomasse entre toutes les composantes importantes de l'écosystème de la plate-forme de Terre-Neuve et du Labrador.

Des progrès ont été réalisés en utilisant les données recueillies au cours des années 1980 (voir **4.11.6**).

3. Il faut élargir les modèles axés sur une seule espèce utilisés pour évaluer l'état des stocks de morue afin d'inclure les effets d'autres prédateurs.

Certains progrès ont été réalisés avec la modélisation plurispécifique en utilisant les progiciels Ecopath et Ecosim (voir **4.11.6**).

4. Il faut prélever d'autres échantillons aux fins de l'évaluation du régime alimentaire du phoque du Groenland et marquer un plus grand nombre de ces animaux pour le repérage par satellite afin de s'assurer que les échantillons sont représentatifs, en particulier du temps passé dans les eaux côtières et hauturières de 2J3KL.

Nous présentons de l'information à jour dans la section **4.11.4**. Cependant, l'échantillonnage demeure très peu représentatif, étant donné que relativement peu d'échantillons ont été prélevés dans les eaux hauturières, où les phoques du Groenland et à capuchon passent plus de 80 % de leur temps. Il faut considérablement plus de renseignements sur les distributions saisonnières. On ne connaît presque rien sur le déplacement des phoques immatures, et les données sur les adultes n'ont été recueillies que pendant deux ans au milieu des années 1990.

5. Il faudrait analyser de nouveau les données disponibles sur la proportion du régime alimentaire du phoque du Groenland constituée par la morue en vue de déterminer leur puissance statistique pour ce qui est de la détection des tendances au fil du temps et de l'estimation de la probabilité que cette proportion a diminué ces dernières années.

Quoique l'information existante ait été analysée à nouveau et que les estimations aient été améliorées avec l'appui du groupe d'experts, il n'y a pas eu d'analyse formelle des tendances dans ces données.

6. Il faut faire une nouvelle estimation de l'abondance, des tendances dans la population et de la production de remplacement des phoques du Groenland.

Les analyses les plus récentes ont été traitées dans la section **2.3.1**.

Les participants à l'atelier de travail (CCFI, 1997) étaient aussi d'avis qu'il fallait poursuivre les efforts en vue d'estimer la biomasse de capelan dans ces divisions. Nous examinerons l'état du capelan dans la section **4.11.6**.

4.11.2. Structure complexe des stocks de morue à l'est de Terre-Neuve

La situation dans 2J3KL est complexe. L'utilisation des grandes unités de gestion que sont les divisions de l'OPANO ne permet pas de bien en tenir compte. Myers *et al.* (1997b) identifient quatre types de sous-population : 1) les stocks des baies, qui frayent dans les baies profondes et y passent l'hiver; 2) les stocks des caps, qui passent l'hiver dans les eaux profondes au large des caps; 3) les migrateurs hauturiers, qui passent l'hiver au rebord de la plate-forme et qui migrent vers les eaux côtières en été pour s'y nourrir et 4) les résidents hauturiers. Smedbol et Wroblewski (2000) présentent un autre résumé des distributions actuelles et historiques de stocks reproducteurs de morue vraisemblablement ou évidemment distincts. D'autres renseignements généraux sont fournis dans le plus récent rapport sur l'état du stock de la morue du Nord (DFO, 2000g, 2001i), dont certains sont exposés en détail dans Lilly *et al.* (2001).

Les stocks de morue du Nord ne se sont pour ainsi dire pas rétablis depuis leur effondrement et le moratoire de 1992. Aucune densité importante n'a été trouvée lors des relevés effectués par NR de 1996 à 1998 dans les eaux hauturières jusqu'à des profondeurs de 1 500 m. Les stock de morues qui frayent sur le banc Hamilton, le banc de Belle Isle et le banc de l'île Funk se sont épuisées au début des années 1990, laissant un petit nombre de reproducteurs dans les eaux hauturières. En 1999, ces morues hauturières sont demeurées largement éparpillées à une très faible densité à l'automne (DFO, 2000g). Un petit banc en frai a été observé dans le chenal Hawke, situé au sud du Labrador, mais la frai a rarement été observée depuis.

Des sondages effectués auprès de pêcheurs, visant à déterminer la présence de reproducteurs dans la baie Notre-Dame et la baie de Bonavista, donnent une vue plus détaillée des frayères côtières dans ces baies (Potter, 1996). Bien que l'existence de la « morue de baie » dans le sud-est de Terre-Neuve soit reconnue depuis longtemps, elle n'est devenue la cible de recherche qu'au milieu des années 1990, lorsqu'un grand banc a été détecté dans le détroit de Smith, sur la côte ouest de la baie de la Trinité. La recommandation de fournir séparément les renseignements sur l'état des composantes côtière et hauturière reconnaît désormais ce fait (cette citation et les suivantes proviennent de DFO, 2000g). La structure des stocks côtiers est complexe. À l'hiver 2000, un banc de morue, étendu et dense, a été détecté dans le détroit de Smith, alors que de l'ouest de la baie de la Trinité à l'ouest de la baie Notre-Dame, aucun banc approchant de cette taille n'a pu être trouvé. Des études de marquage réalisées en 1999 ont révélé que ces morues côtières sont résidentes et migrent souvent d'une baie à l'autre. De plus, ces études ont permis de constater qu'un certain nombre de morues côtières et hauturières de 3Ps migrent vers le sud de 3L au printemps et en été, puis reviennent dans 3Ps à l'automne.

Les morues isolées qui vivent et qui frayent dans la baie Gilbert, située au sud du Labrador, semblent être distinctes de tous les autres stocks de 2J3KL. D'autres petites populations présentes dans des baies du sud du Labrador n'ont pas encore été évaluées. Aucune question de prédation exercée par les phoques sur ces stocks en particulier n'a été soulevée auprès du groupe d'experts.

La structure complexe des stocks de 2J3KL pose problème sur le plan de l'analyse et du pronostic. Selon le rapport sur l'état des stocks du MPO (DFO, 2000g), les eaux côtières peu profondes semblent être d'importantes aires de croissance des juvéniles issus des eaux côtières de 3K et 3L et des eaux hauturières de 2J, 3K et 3L. Les relevés d'automne mentionnés dans ce rapport ont révélé que la morue de 0 et de 1 an vit près des côtes et qu'elle migre vers la plate-forme en vieillissant. On ne sait toutefois pas si le rétablissement de la composante hauturière a plus de chance de se produire par l'essor des effectifs hauturiers restants ou par la migration de morues côtières vers les eaux hauturières. La forte proportion de morue de 3Ps dans les prises récoltées dans 3L pourrait aussi être une source de recrues hauturières dans 2J3KL à l'avenir. La structure génétique des divers stocks, résumée par Lilly *et al.* (2000, p. 10), demeure controversée. Les locus microsatellites présentent une différenciation considérable, même dans les eaux hauturières (Beacham *et al.*, 2000a; Ruzzante *et al.*, 1997, 1999, 2000), mais Carr et Crutcher (1998) ont conclu que les données sur l'ADN mitochondrial et les microsatellites confirment une séparation des morues sur le cap Flemish de celles se trouvant ailleurs dans l'Atlantique Nord-Ouest; toutefois, il y a sinon peu ou aucune substructure

génétique attribuable à des stocks génétiquement distincts dans cette région. Dans ce contexte, une récente indication découlant de données sur les microsatellites (Beacham *et al.*, 2000b) est intéressante : deux flux saisonniers de recrutement de morue d'âge zéro de la baie de Bonavista contenaient surtout de la morue locale, mais aussi des individus qui étaient semblables aux bancs de reproducteurs des eaux hauturières vers le nord. Cela sous-entendrait la possibilité d'un repeuplement des stocks à partir de sources non locales.

L'incertitude entourant l'identité et le caractère unique des populations locales de morue porte à croire qu'une approche prudente doit être prise dans la protection accordée à tout stock local qui pourrait constituer les sources futures d'un plus grand repeuplement.

4.11.3. État du stock de morue à l'est de Terre-Neuve

Pour ces divisions, la pratique actuelle de calcul des TAC d'après les résultats d'analyses séquentielles de population du stock entier n'est pas appliquée en raison des changements dans la proportion de stock couvert et des engins servant au relevé (Lilly *et al.*, 2001). Il est également impossible de concilier les prises déclarées et l'indice issu des relevés de navire de recherche à la fin des années 1980 et au début des années 1990; de plus il existe un mélange des morues côtières dans 3L avec des migrateurs de 3Ps (Lilly *et al.*, 1999). Les évaluations courantes reposent plutôt sur des renseignements issus de relevés hauturiers au chalut, de relevés acoustiques côtiers, du marquage, de relevés par pêche indicatrice et de réponses aux questionnaires, résumés dans MPO (DFO, 2001i) et Lilly *et al.* (2001).

La biomasse des stocks hauturiers, issue des relevés hauturiers au chalut par NR à l'automne a fléchi de 1995 à 1997, a augmenté un peu en 1998, a doublé de 1998 à 1999, puis s'est accrue légèrement en 2000 (DFO, 2001i). Cependant l'estimation de la biomasse hauturière d'environ 30 kt n'atteint toujours qu'environ 2,5 % des valeurs de 1983-1989 (Lilly *et al.*, 2001). Peu de ces morues mesuraient >50 cm et avaient >5 ans (DFO, 2001i), bien qu'il n'y eut aucun signe de troncature marquée des classes d'âge de 1995 à 1998 (fig. 27 dans Lilly *et al.*, 1999). Le doublement de la biomasse de 1998 à 1999 a surtout été observé chez les morues de 2 et de 3 ans. D'après des estimations acoustiques de la population restante de 2J dans le chenal Hawke, situé au sud du Labrador, la biomasse a baissé de moitié en 1994-1995, a diminué encore en 1996, puis est demeurée plutôt stable à ce faible niveau (DFO, 2000i).

Dans les eaux côtières de 3KL, des relevés par pêche indicatrice normalisés ont produit des taux de capture en baisse en 1998-2000 (DFO, 2001i). La biomasse des stocks a été estimée à partir des résultats du marquage. Un simple modèle de migration a permis d'estimer à environ 40 000 t la biomasse dans le nord de 3L et dans 3K de 1998 à 2000. Un modèle plus détaillé a permis d'obtenir une biomasse d'au plus 77 000 t pour 2000, soit 42 000 t dans 3K et 35 000 t dans le nord de 3L (DFO, 2001i). L'estimation de 77 000 t a été révisée à 64 000 t par Lilly *et al.*, 2001, et cette valeur est utilisée dans FRCC (2001). Les estimations des stocks côtiers excluaient le sud de 3L, étant donné qu'une partie des morues dans cette section de la division vient croit-on de 3Ps. L'ensemble de la fourchette des estimations des stocks côtiers et hauturiers combinés comprend une estimation pour 1998 (Lilly *et al.*, 1999) pour l'ensemble de 3K et du nord de 3L de 52 kt (36-135 kt; IC de 95 %) : autre exemple de l'incertitude entourant la totalité de telles estimations.

Les biomasses des plus grands bancs qui passent l'hiver dans les eaux côtières du détroit de Smith, estimées par relevés acoustiques, se chiffraient à environ 13 kt, 21 kt, 23 kt, 14 kt, 15 kt, 22 kt et 31 kt de 1995 à 2001. Cette population locale semble à tout le moins maintenir sa taille. Les relevés acoustiques ont aussi détecté de petits bancs de morues ailleurs dans la baie de la Trinité et la baie de Bonavista.

Les indices moyens de recrutement calculés à partir des données combinées sur les poissons des eaux hauturières et côtières ont augmenté de 1996 à 1999, puis ont reculé légèrement en 2000, mais sont affligés de grands intervalles de confiance (fig. 11 dans DFO, 2001i). La proportion de femelles adultes à un jeune âge a augmenté au début des années 1990, pour demeurer depuis relativement élevée, malgré des fluctuations (DFO, 2001i, fig, 8).

On peut comparer les estimations de la biomasse du stock par rapport aux prises (prises accessoires, à des fins alimentaires, par pêche indicatrice et par pêche repère) de 5 kt en 1998, de 8 kt en 1999 et de 5 kt en 2000 (DFO, 2001i; rapportées présumement de façon plus exacte comme étant 3,5, 8,7 et 4,66 kt par FRCC, 2001). À ceci l'on doit ajouter les prises illégales non quantifiées, souvent récoltées à quai, qui toucheraient régulièrement les stocks de « morue de baie » du sud-est de Terre-Neuve, selon les rapports faits au groupe d'experts. En effet, selon le MPO (DFO, 2001i), les prises non déclarées sont supposément considérables. Les conclusions de l'heure (DFO, 2001i) demeurent troublantes. Dans les eaux hauturières, même la mortalité par prises accessoires pourrait retarder ou empêcher le rétablissement du stock. Aussi, selon l'hypothèse d'une population côtière distincte, on ne sait pas vraiment si le stock de reproducteurs a été maintenu, alors que, selon l'hypothèse d'une seule population fonctionnelle, toute pêche des poissons côtiers qui restent retardera le rétablissement du stock.

4.11.4. Autres propositions que la prédation par les phoques pour expliquer l'absence de rétablissement de la morue

Les rôles soutenus de la pêche et, peut-être, des prises non déclarées ou illégales sont notés dans la section précédente, mais il a été largement soutenu que ces impacts, bien que sérieux dans les présentes circonstances, seraient trop faibles pour empêcher complètement le rétablissement dans une population de morue fonctionnant autrement de façon normale. Le problème des prises accessoires de petites morues récoltées pendant la pêche au chalut de la crevette dans les eaux hauturières fermées à la pêche de la morue a été soulevé, mais le groupe d'experts est persuadé qu'il a été réglé depuis l'introduction de la « grille Nordmore » (Kulka, 1997) en 1992. Le total des prises accessoires sur les bateaux observés pêchant la crevette et le flétan noir en 2000 a été estimé à <40 t (DFO, 2001i), une quantité insignifiante comparativement aux estimations des biomasses et des prises de la pêche dirigée de la morue.

Les pénuries alimentaires ou les mauvaises conditions environnementales peuvent retarder la maturité et réduire la fécondité et les taux de survie chez les jeunes morues. Cependant, le poids moyen après éviscération des morues récoltées lors des relevés de NR effectués à l'automne dans la division 2J3KL a généralement augmenté au cours des dernières années de 1990, malgré un léger recul en 2000 (DFO, 2001i, fig. 9), et l'« indice hépatique » se situe actuellement près de la moyenne à long terme (Lilly *et al.*, 2000, fig. 18, 19). Il n'y a pas de preuve anatomique

que la mauvaise condition de la morue du Nord mature soit responsable de l'absence actuelle de rétablissement du stock.

Par processus d'élimination, il semble que le faible taux de survie soit la principale difficulté à laquelle les stocks de morue du Nord soient confrontés pour se rétablir. La question est la suivante : Dans quelle mesure ce facteur peut-il être attribué à la prédation par les phoques?

4.11.5. Prédation sur la morue à l'est de Terre-Neuve

Trois grands besoins avaient été cernés lors de l'atelier de travail de 1997 sur les interactions entre le phoque du Groenland et les espèces pêchées (CCFI, 1997, voir **4.11.1**) : 1) avoir un meilleur échantillonnage et une meilleure analyse statistique des contenus stomacaux; 2) évaluer les tendances dans la consommation de morue en regard de la disponibilité réduite des stocks et 3) mieux répartir la prédation entre les eaux côtières et hauturières de 2J3KL. Nous traitons de ces besoins ci-après.

Les différences entre les régimes alimentaires saisonniers, à la fois dans les eaux côtières et hauturières, du phoque du Groenland dans 2J3KL (Lawson et Stenson, 1997) ont été incorporées par Stenson *et al.*, (1997) dans leur estimation de la consommation de morue, donnant ainsi une augmentation de 46 kt en 1981 à 88 kt en 1994. Ces estimations étaient assorties d'un intervalle de confiance de 95 % de 46-140 kt en 1994. Selon Stansbury *et al.* (1998), les poids des morues ont été sous-estimés par la formule de régression utilisée dans cette analyse; ce facteur a ensuite été corrigé dans des analyses récentes (Lilly *et al.*, 1999). Enfin, la consommation estimée de morue par les phoques du Groenland a été encore abaissée à la suite de l'élimination de certains échantillons prélevés dans les eaux hauturières près des navires de recherche effectuant des relevés au chalut de la morue, que l'on sait être accompagnés par les phoques du Groenland qui s'alimentent des prises échappées et rejetées (voir Pemberton *et al.*, 1994).

Tous ces ajustements ont conduit à l'estimation publiée récemment (DFO, 2001i, fondée sur Stenson et Perry, 2001) de 37 kt (intervalle de confiance de 95 %, 14 kt-62 kt) de morues mangées par les phoques dans 2J3KL de 1998 à 2000. Ce chiffre est considérablement inférieur aux estimations publiées antérieurement pour les années 1990. Lilly *et al.* (2001, tableau 42) ont totalisé les nombres estimés par âge consommés par les phoques du Groenland, indiquant que quelque 800 millions de morues avaient été prises en 1995, dont seulement environ 10 % avaient plus de 2 ans. En revanche, seulement 86 millions de poissons sont énumérés pour 1998, mais environ 67 % d'entre eux avaient plus de 2 ans et environ 6 % étaient âgés de 6-7 ans.

Bien que ces estimations récentes répondent d'une certaine mesure aux besoins identifiés par le CCIP (CCFI, 1997; voir **4.11.1**), l'échantillonnage est loin d'être représentatif de la distribution des phoques. Par exemple, l'estimation actuelle (Stenson et Perry, 2001) de la proportion de morue dans la nourriture des phoques du Groenland s'alimentant au large entre 1980 et 1998 repose sur les restes d'une seule morue récupérée dans six des 552 estomacs de phoque examinés. Les estimations du régime alimentaire des phoques du Groenland s'alimentant près des côtes semblent beaucoup mieux fondées, mais la quantité de morue consommée par ces derniers ne constitue qu'environ 50 % du total (G. Stenson, comm. pers.). La série de données

sur les eaux côtières est basée sur des échantillonnages très vastes (Stenson et Perry, 2001) et porte effectivement à croire qu'en plus des récents changements dans la structure d'âge notés précédemment, la quantité de morue mangée a évolué au fil du temps. Contrairement aux attentes, on constate une augmentation de la morue en proportion de l'énergie alimentaire à la suite du moratoire (moyenne d'environ 2,4 % avant et d'environ 7,5 % après 1993). Il est possible que les échantillons de contenus stomacaux de phoques provenant des localités côtières soient prélevés dans le voisinage immédiat des concentrations de morue de façon disproportionnée. Par exemple, les prélèvements effectués là où des cas de morues éventrées ont été décrits (détroit de Smith et Kings Point, baie de Bonavista; voir **4.11.7**) composaient une large fraction des échantillons de contenus stomacaux reconstruits prélevés dans les eaux côtières de la division 3L (à partir de comparaisons des tableaux de G. Stenson [comm. pers.] avec le tableau 11 dans Stenson et Perry, [2001]). Enfin, toutes les estimations de la quantité de morues mangées par les phoques pourraient être biaisées à la hausse si les otolithes de morue sont mieux conservées que celles d'autres organismes ou à la baisse si le nombre de morues éventrées est important (voir **4.11.7**).

Lawson et Hobson (2000) ont récemment utilisé une analyse des teneurs en isotopes du carbone ($\delta^{13}C$) et de l'azote ($\delta^{15}N$) stables dans les tissus du phoque du Groenland pour conclure que ce dernier, qui se nourrissait auparavant des niveaux trophiques supérieurs (p. ex., poisson de fond), se nourrit depuis les dernières années des niveaux trophiques inférieurs (p. ex., morue polaire et capelan). Cela peut indiquer que la morue constitue maintenant une plus petite proportion de la nourriture du phoque du Groenland par rapport à ce qui a été établi précédemment, à l'encontre des résultats de l'analyse de Stenson et Perry (2001).

Enfin, bien que les travaux soient en cours, il est peu probable que les estimations de la nourriture du phoque du Groenland basées sur son profil lipidique soient disponibles dans un avenir rapproché. Cependant, le potentiel que représente cette approche est manifeste dans une étude préliminaire des profils lipidiques de phoques du Groenland et de trois espèces-proies (flétan noir, capelan et morue polaire) dont les échantillons ont été recueillis en 1994-1995 (Lassner, 1996). Les résultats ont indiqué que les échantillons prélevés dans les eaux intérieures pouvaient presque toujours être entièrement distingués de ceux prélevés dans les eaux hauturières; les profils lipidiques dans le premier cas ressemblaient le plus étroitement à ceux de la morue polaire, alors que les profils dans les eaux hauturières ressemblaient à ceux du capelan. Ces résultats sont conformes aux distributions de ces deux grandes espèces-proies et de leur présence dans la nourriture du phoque du Groenland dans les eaux hauturières et côtières (Stenson et Perry, 2001).

L'information publiée sur le régime alimentaire du phoque à capuchon est très limitée. Selon Hammill et Stenson (2000, tableau 8), le flétan noir (118 273 t) et le sébaste (17 847 t) sont d'importantes proies du phoque à capuchon, que ce dernier capture dans les eaux plus profondes; les auteurs ont toutefois estimé que le phoque à capuchon a prélevé 33 633 t de morue dans 2J3KL d'après des données recueillies dans les eaux côtières avant 1990 (Ross, 1993) et d'autres données inédites. Cette estimation repose aussi sur l'hypothèse que le nombre de phoques à capuchon avait continué d'augmenter depuis 1990 (date du dernier relevé aérien). Tel que noté au chapitre **2**, cette hypothèse n'est peut-être pas valable. Bundy *et al.* (2000a, tableau 2b) ont supposé que la totalité de la morue franche mangée par les phoques à capuchon

de 1985 à 1987 mesurait plus de 35 cm (c.-à-d., morue âgée de plus de 3 ans). Le fondement de cette hypothèse n'est pas documenté, mais pourrait reposer sur le fait que les deux morues franches récupérées par Ross (1993) mesuraient plus de 35 cm.

Étant donnée la rareté des estimations de la prédation par le phoque à capuchon, le groupe d'experts a obtenu que d'autres échantillons soient traités et que toute la série de données soit analysée de nouveau. Le **tableau 4.3** énumère ces nouveaux résultats (E. Perry et G. Stenson, MPO, comm. pers.). Ces estimations supposent la même consommation totale de proies (362 902 t), telle que fournie pour 1996 par Hammill et Stenson (2000), utilisent des estimations à jour de la proportion d'énergie fournie par chaque type de proie (G. Stenson et E. Perry, comm. pers.) et supposent que les phoques à capuchon passent 90 % de leur temps dans les eaux hauturières lorsqu'ils se trouvent dans 2J3KL (conformément à Hammill et Stenson, 2000, annexe tableau 3).

Tableau 4.3. Consommation annuelle estimative en tonne par les phoques à capuchon des principaux éléments du régime alimentaire dans 2J3KL.

Espèce ou groupe proie (n = 40)	Eaux hauturières (n = 317)	Eaux côtières (n = 357)	Total
Morue franche	98 147	635	98 782
Flétan noir	17 800	11 613	29 413
Hareng	0	1 539	1 539
Pleuronectidés	113 890	2 718	116 608
Sébaste	19 499	1 629	21 12
Calmar	37 952	12 005	49 957
Autres poissons	38 997	3 125	42 122
Crevette, autres invertébrés	327	3 034	3 361

On constate des écarts importants par rapport aux estimations fournies par Hammill et Stenson (2000, tableau 8). Par exemple, alors que ces derniers ont suggéré que plus de trois fois plus de flétans noirs (*Reinhardtius hippoglossoides*) que de morues ont été mangés en 1996, les nouveaux résultats suggèrent presque le contraire. Il semble également que presque trois fois plus de biomasse de morue était consommée par les phoques à capuchon en 1996 que la quantité estimée pour les phoques du Groenland en 2000. Les nouvelles valeurs dépendent largement des prélèvements dans les eaux hauturières, ce qui pourraient avoir très peu de pertinence pour la situation actuelle. Des 40 échantillons prélevés dans les eaux hauturières, 35 avaient été recueillis entre 1991 et 1994, et seulement un après cette date. La quantité de morue consommée par les phoques à capuchon est donc pour ainsi dire inconnue.

Les estimations disponibles de la consommation de morue franche dans 2J3KL par les phoques du Groenland et à capuchon sont beaucoup plus importantes que les prises commerciales actuelles et, en fait, beaucoup plus considérables que la biomasse estimative totale de poissons de plus de 3 ans dans ces divisions. Dans les zones côtières, les phoques du Groenland mangent environ 18,5 kt de morue, dont la moitié provient d'un stock de plus de 3 ans estimé autour de

40-64 kt. Dans les eaux hauturières, les phoques à capuchon consommeraient à eux seuls plus de 100 kt de morue d'une biomasse estimative de 30 kt! Ces chiffres indiquent clairement les incertitudes qui doivent être associées aux estimations individuelles, mais révèlent également que les phoques du Groenland et à capuchon sont d'importants prédateurs de la morue dans ces divisions. Cependant, il est impossible à l'heure actuelle d'estimer de façon fiable l'étendue de cette mortalité par prédation.

4.11.6. Volet plurispécifique à considérer pour l'est de Terre-Neuve

Même si les phoques constituent une importante source de mortalité chez la morue dans 2J3KL, on a soutenu (voir le **tableau 4.1** et la section **4.6.3**) que des effets indirects liés à d'autres espèces peuvent atténuer l'importance de cet effet direct. Nombre de ces arguments sont purement hypothétiques ou faits par analogie. Le cas serait plus probant si l'on pouvait démontrer l'existence d'un effet direct défavorable ou favorable sur la morue attribuable à d'autres espèces que le phoque, ainsi que l'effet des phoques sur l'abondance de ces espèces dans des modèles d'interactions plurispécifiques. Plusieurs déclarations et présentations au groupe d'experts ont suggéré que les phoques peuvent réduire la disponibilité d'espèces-proies particulières partagées avec la morue ou éliminer des prédateurs particuliers de la morue. Certains renseignements pour 2J3KL permettent l'évaluation de cas précis.

Le lien entre le capelan et la morue a été étudié, par exemple, dans les eaux islandaises, où les poids des morues de 6 ans suivent étroitement la biomasse de capelan (Jakobsson et Stefánsson, 1998). Le capelan constitue la principale proie de la morue du Nord dans 2J3KL. Il est aussi l'élément le plus important de la consommation chez les phoques du Groenland, surtout dans les eaux hauturières, estimée à 893 kt (682-1 100 kt avec un intervalle de confiance de 95 %), en 2000 par Stenson et Perry (2001). En outre, les phoques du Groenland semblent préférer le capelan, sans démontrer de sélectivité pour la morue ou d'autres espèces de poisson (Lawson *et al.*, 1998). L'incertitude entourant les estimations de la biomasse du capelan est grande en raison du désaccord entre les résultats par relevé acoustique et par relevé au chalut d'une part, et les indicateurs combinés de l'abondance dans les eaux côtières d'autre part. Selon le dernier rapport sur l'état du stock du capelan (DFO, 2000h), utilisant un modèle combinant plusieurs indices, la plupart des classes d'âge dans les années 1990 ont été supérieures à la moyenne et légèrement plus élevées que les classes d'âge dans les années 1980; cependant les estimations sont très incertaines. De toute évidence, il y a eu des changements marqués dans la distribution régionale de l'espèce (voir la section **4.5**). Carscadden *et al.* (2001) ont analysé les changements observés durant les années 1990 dans la distribution du capelan, qui a presque disparu du sud du Labrador (division 2J) pour se concentrer au nord du Grand Banc et s'étendre considérablement dans le secteur est de la plate-forme Scotian. Les auteurs ont appuyé l'opinion généralement répandue que ce changement était largement attribuable à l'arrivée d'eau froide dans le secteur sud. Carscadden *et al.* (2001) ont également conclu que la prédation globale exercée sur le capelan a diminué; c'est-à-dire, la consommation accrue de la part du phoque du Groenland n'a pas compensé pour la diminution dans la consommation de capelan résultant de l'effondrement des stocks de poisson de fond. Cependant, on est préoccupé par le fait qu'il pourrait ne pas y avoir suffisamment de capelan dans les eaux hauturières, particulièrement dans le nord, pour favoriser une bonne condition chez la morue (DFO, 2001i).

Il a été soutenu dans certains mémoires présentés au groupe d'experts que le prélèvement par les phoques de prédateurs de la morue fera plus que compenser pour la prédation de morue par les phoques. Dans deux mémoires, on a supposé que la prédation par le phoque du Groenland exercée sur le calmar élimine une source importante de prédation sur la morue. Il est vrai que les petites morues représentent une partie importante du régime alimentaire de l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) à Terre-Neuve (Dawe *et al.*, 1997). Mais dans l'ensemble, le calmar constitue moins de 1 % de la nourriture du phoque du Groenland (Hammill et Stenson, 2000), ; il est plus important dans le régime du phoque à capuchon (tableau **4.3**), majoritairement du *Gonatus* sp. (G. Stenson, comm. pers.). Il a été suggéré dans un mémoire que la prédation exercée sur les raies par les phoques pourrait être avantageuse pour la morue. La raie ne faisait pas partie des éléments du régime alimentaire du phoque du Groenland de 2J3KL entre 1982-1998 (Stenson et Perry, 2001), et seulement un ou deux spécimens ont été retrouvés dans les estomacs (G. Stenson, comm. pers.). Cependant, les restes cartilagineux de raie sont probablement digérés plus rapidement que les parties osseuses d'autres poissons, et ce facteur pourrait biaiser les estimations de consommation de raie. Le hareng, qui joue un rôle dans la consommation d'oeufs de morue et ailleurs (voir **4.8.2**), est présent et se reproduit dans les eaux côtières de l'est de Terre-Neuve. On ne rapporte pas qu'il soit abondant dans les eaux hauturières. Riche sur le plan énergétique, le hareng a contribué, de 1995 à 1998, une proportion importante de l'énergie alimentaire du phoque du Groenland dans les eaux côtières (23,1-34,5 % d'octobre à mars, 23,1-51,2 % d'avril à septembre), mais n'a pas été découvert dans l'alimentation du phoque dans les eaux hauturières (Stenson et Perry, 2001). Le hareng constituait aussi environ 7 % de l'énergie alimentaire du phoque à capuchon dans les eaux côtières (parmi les « autres poissons », **tableau 4.3**). L'abondance des stocks de hareng, en particulier des classes d'âge 1990 et 1991, a été évaluée en 1998 comme étant faible à modérée dans les baies Blanche et Notre-Dame et de modérée à bonne dans les baies de Bonavista et de la Trinité (Wheeler *et al.*, 1999). Compte tenu de l'absence du hareng dans le régime alimentaire des phoques dans les eaux hauturières, la suggestion que ce dernier joue un rôle important en mangeant les oeufs et les larves de morue et que le phoque à capuchon dans 2J3KL puisse atténuer une telle prédation ne semble pas convaincante.

Une analyse récente effectuée par Bundy *et al.* (2000a) a fourni certains renseignements sur les effets des interactions entre toutes les espèces dans l'écosystème de la plate-forme de Terre-Neuve-Labrador. Les auteurs ont compilé l'information disponible et les estimations indirectes de la biomasse, de la consommation, de la production et du régime alimentaire des principales espèces et principaux groupes d'espèces dans 2J3KLNO durant la période de 1985-1987 préalable à l'effondrement. Ces estimations ont produit des déséquilibres considérables dans les transferts de matière organique dans tout le système, à un moment où la biomasse des principales espèces commerciales était relativement constante. Les biomasses et les transferts de matière organique entre les composantes ont été équilibrés à l'aide d'Ecopath (voir **4.6.3**), et les estimations résultantes des taux de mortalité sont données au **tableau 4.4**. Selon Bundy *et al.* (2000a, p. 74), le processus de mise à l'équilibre n'a pas changé grand chose aux estimations déséquilibrées de la mortalité par prédation en pourcentage de petites morues exercée par ces principaux prédateurs, les grosses morues et le phoque du Groenland. De plus, Savenkoff *et al.* (2001, fig. 4) ont produit des estimations de la prédation relative assez semblables (quoique exprimées en taux de prédation en pourcentage dans t $km^{-2}a^{-1}$) en utilisant la modélisation inverse. Les auteurs ont également trouvé que les deux plus importants prédateurs de petites

morues étaient le phoque du Groenland et les grosses morues, quoiqu'ils aient conclu que le premier était moins important que le second. Cependant, les résultats des deux approches devraient être semblables compte tenu qu'ils sont basés sur les mêmes données empiriques. Il est à noter que la mortalité totale par prédation de la morue sur le banc Georges (Tsoui et Collie, 2001), où les phoques sont rares, serait considérablement inférieure à celle attribuée au seul phoque du Groenland à l'est de Terre-Neuve.

Tableau 4.4. Taux de mortalité instantanée estimatif des petites morues attribuable à divers prédateurs dans l'écosystème de la plate-forme de Terre-Neuve-Labrador, basé sur l'analyse avec Ecopath (Bundy *et al.*, 2000, tableau 34).

Prédateur	Taux de mortalité	% de la mortalité totale
Phoque du Groenland	0,40	26,7
Morue >35 cm	0,29	19,3
Petits poissons pélagiques	0,17	11,3
Flétan noir >40 cm	0,14	9,3
Raie	0,13	8,7
Baleine	0,13	8,7
Autres	0,24	16,0
Total	1,50	100,0

D'importantes mises en garde doivent être faites quant à l'exactitude des données originales. Par exemple, même s'il existe plus de données sur le phoque du Groenland que sur d'autres espèces (p. ex., baleines, pour lesquelles il n'y a aucune estimation de ce système), l'incertitude est considérable quant à son alimentation, tel que considéré dans **4.11.5**. À noter également que les estimations correspondent à la période d'avant l'effondrement du stock.

Le système a changé du tout au tout depuis cette période, de toute évidence en raison de la grande diminution des stocks de morue et d'autres poissons de fond et d'une hausse approximative de 70 % de la population de phoques du Groenland. L'impact possible de ces changements survenus entre 1985 et 2005 a été étudié par Bundy (2001) à l'aide d'Ecosim (voir **4.6.3**). L'auteur a utilisé des scénarios simulant des changements dans la mortalité par pêche chez des petites (<35 cm) et des grosses (>35 cm) morues, la plie canadienne et des petits (<40 cm) et des gros (>40 cm) flétans noirs, chaque année de 1985 au moratoire de 1994. Elle a aussi simulé un taux potentiel d'accroissement de la biomasse des phoques du Groenland de 5 % par année. Les vulnérabilités à la prédation ont été modélisées par trois situations : 1) toutes les proies sont disponibles aux prédateurs (contrôle de haut en bas); 2) la prédation est complètement contenue (contrôle de bas en haut); 3) seulement une proportion des proies est disponible aux prédateurs (sous-entendant l'existence de refuges pour les proies). Étant donné les habitats pélagiques et benthiques non structurés de l'est de Terre-Neuve, la situation 1 a été considérée comme étant la plus probable.

Le modèle qui a le mieux reproduit, du moins quantitativement, les changements observés dans la biomasse des composantes du système (10 correctement, 6 incorrectement et 7 avec des tendances réelles inconnues) entre 1985 et 2005 était celui basé sur la situation 1) avec une augmentation annuelle de 5 % de la population de phoques du Groenland. Parmi les espèces commerciales, seules les tendances observées chez le flétan et la plie canadienne n'ont pas été reproduites. La population de morue avait chuté considérablement jusqu'au milieu des années 1990 par suite de la pression exercée par la pêche et n'avait pas regagné le niveau préalable à son effondrement à la fin de la simulation en 2005. Les phoques du Groenland avaient un impact défavorable plus important sur les petites que sur les grosses morues. Bundy (2001) a conclu que les résultats étaient cohérents avec l'hypothèse selon laquelle l'effondrement des stocks de morue du Nord était attribuable à la pêche excédentaire et a aussi appuyé l'hypothèse que le rétablissement de la morue était retardé par la hausse de la biomasse des phoques du Groenland et de la prédation de ces derniers sur la morue. Cependant, les petites et les grosses morues dans le modèle, contrairement à la population réelle, avaient récupéré et atteint presque la moitié de leur niveau d'avant l'effondrement en 2000. On doit noter que ces simulations ne prennent pas en compte les incertitudes entourant les estimations des flux d'énergie entre les composantes du système, et qu'Ecosim est probablement plus efficace dans la simulation des effets de petits écarts par rapport aux conditions d'équilibre initiales. Dans l'est de Terre-Neuve, le système est désormais très différent de la situation prévalant au milieu des années 1980.

4.11.7. Éviscération de la morue côtière à l'est de Terre-Neuve

Aucun sujet n'a été discuté avec autant de ferveur que les cas de haute mortalité de morue dans les baies du sud-est de Terre-Neuve depuis le milieu des années 1990. Le groupe d'experts a visionné des images recueillies sur bande magnétoscopique dans la baie de Bonavista en 1999 montrant : de grands bancs de morues tournant lentement en rond à la surface, dans certains cas un nombre indéterminé de phoques se tenant à proximité; des morues éventrées ou éviscérées gisant sur le fond; de grande quantités de morues mortes sur le fond en eau peu profonde, aussi profondément que le caméscope pouvait enregistrer en eau très claire et deux phoques du Groenland tenant chacun une grosse morue dans leurs mâchoires. Le groupe d'experts a aussi interrogé des témoins de telles hécatombes et est entièrement convaincu que la chose se produit. Bien qu'une partie des dommages ait pu être causée *post mortem* par des goélands ou des crabes, il est impossible que ces derniers soient responsables d'une mortalité aussi massive. Le phénomène est décrit en détail dans Lilly *et al.* (1999, p. 14-15), auquel le groupe d'experts ne peut guère ajouter davantage. Les auteurs ont signalé un cas de mortalité massive qui s'est produit en janvier 1999 dans le bras Virgin, aux approches de la baie Notre-Dame, au cours duquel environ 91 t de morues ont péri. Lilly *et al.* (2001, p. 25) ont constaté que les incidents rapportés au cours de l'hiver 2000-2001 ont été moins dramatiques que ceux des années précédentes, mais qu'il est trop tôt pour déclarer qu'il s'agit d'une tendance.

Fait intéressant à noter, bon nombre des morues impliquées dans ces incidents étaient moribondes, et beaucoup (la plupart?) des morues trouvées mortes ne présentaient pas de dommages superficiels (étaient en bonne condition, selon Lilly *et al.*, 1999, p. 14). Il semble que l'entrée de la morue dans des eaux faisant moins de zéro degré centigrade soit la cause principale de la mort dans ces cas, les poissons ayant succombé aux dommages causés par le gel des tissus. La question demeure : Les phoques du Groenland ont-il forcé la morue à pénétrer

dans des eaux de surface froides ou la morue y a-t-elle pénétré pour d'autres raisons, après quoi les phoque ont-il pu prendre avantage d'une proie facile? Templeman (1965) s'est posé la même question dans le contexte des cas signalés de mortalité massive de poissons, notamment la morue à divers endroits de l'Atlantique Nord, y compris à Terre-Neuve. Malgré certains témoignages locaux à l'effet que des phoques avaient forcé les morues à sortir de certaines baies en passant par des eaux peu profondes le long du littoral, d'autres causes ont aussi été mentionnées. Lilly *et al.* (1999, p. 14) ont indiqué que des observateurs avaient noté la présence d'éperlans dans la région où s'est produit un cas de mortalité massive dans la baie Notre-Dame. Un pêcheur interrogé par le groupe d'experts pensait qu'il était possible que les cas de mortalité massive observés dans la baie de Bonavista puissent avoir résulté de la poursuite du hareng par la morue, car le hareng, qui attire les phoques, était présent dans certaines baies intérieures à ce moment-là. Ce pêcheur a suggéré que l'on examine soigneusement les vidéos des morues pour établir la présence d'éclats argentés, pouvant indiquer la présence de harengs dans la mêlée.

Le contenu des estomacs prélevés en hiver et au printemps près de la région du détroit de Smith où se trouvent de grandes concentrations de morue en hiver et des cas signalés d'éviscération (tableaux de G. Stenson, MPO, comm. pers.) constitue une autre source d'information. Entre 1992 et 2001, un nombre estimatif de 333 morues a été découvert dans 27 des 148 estomacs (111 contenant des proies) recueillis dans la région du détroit de Smith, sans tendance évidente dans l'incidence au fil du temps. Depuis 1996, les 111 estomacs de phoque contenant de la nourriture ont été examinés à la recherche de tissus mous de poissons non associés, mais sans succès. Les quantités mesurables de morue étaient petites (moyenne d'environ 19 cm, 124 g). Les échantillons prélevés par un autre collecteur à la pointe Kings, baie de Bonavista, provenaient de près de Princeton, où des cas d'éviscération avaient aussi été signalés, et où quatre des 97 estomacs examinés depuis 1996 contenaient des « viscères ».

Enfin, une brève analyse présentée au groupe d'experts (Jarvis, 2001, au nom de l'IFAW-CAW porte à croire qu'une chute phénoménale du taux de capture à Summerford, baie de Notre-Dame [relevé par pêche indicatrice] et un fort déclin au cours de la saison des taux de capture à Plate Cove East, baie de Bonavista, après des incidents semblables d'éviscération pourraient être une indication de l'impact des phoques. Des cas d'éviscération dans le bras Virgin, près de Summerford, ont été signalés à l'hiver 1998-1999, et deux autres à des endroits voisins respectivement en 1997-1998 et en 1998-1999. Il semble en effet y avoir un recul dans les taux de capture par pêche indicatrice à Summerford après 1998. Cependant, le fléchissement observé dans les taux de capture à Plate Cove East ne semble se produire que plusieurs mois après un incident signalé d'éviscération à proximité dans la baie de Bonnavista. Un problème encore plus sérieux quant à ces données est le manque de sites témoins (autres sites de relevé par pêche indicatrice choisis au hasard) avec la complication supplémentaire que tout fléchissement devrait aussi se manifester là où la morue migre après avoir hiverné dans des endroits où des cas d'éviscération ont été signalés. En outre, tel que mentionné auparavant (**4.11.3**), alors que l'état des stocks côtiers en général n'est pas clair, il n'y a pas de preuve attestant d'un fléchissement dans la concentration des morues qui passent l'hiver dans le détroit de Smith, un autre endroit où de telles mortalités ont été signalées. L'analyse des statistiques par pêche indicatrice pourrait nous renseigner sur les conséquences de l'éviscération sur la population locale par les phoques, mais il faudrait porter particulièrement attention aux variables confusionnelles et à l'approche statistique et d'échantillonnage.

Malgré les arguments avancés par certains intervenants que la proportion de morue dans la nourriture des phoques du Groenland a été carrément sous-estimée parce que les phoques ne mangent peut-être que les tissus mous de la morue, le groupe d'experts croit que l'association entre la consommation des tissus mous et les cas de mortalité massive constitue un phénomène en général côtier et local. Il est certain que l'éviscération se produit aussi ailleurs, étant donné que certains intervenants ont parlé d'observations de phoques ayant de gros poissons entre les mâchoires ou de gros poissons partiellement mangés sur les glaces, mais il est peu probable que les phoques capturent de façon régulière de grosses morues en santé. Les observations dans Pemberton *et al.* (1994) sont pertinentes. Ces chercheurs indiquent que des phoques en captivité nourris de grosses morues les mangent par bouchées, mais qu'ils reviennent manger les morceaux reposant sur le fond des bassins. Ils mentionnent aussi des rapports de phoques suivant des chalutiers de pêche de la morue, capturant des individus de 49 cm de longueur moyenne tombés des filets, qu'ils avalaient toujours entier, la tête première.

4.11.8. Impacts possibles des phoques sur d'autres stocks à l'est de Terre-Neuve

De l'information sur la consommation d'autres espèces de poisson de fond par le phoque du Groenland dans 2J3KL entre 1982 et 1998 peut être tirée du tableau 13 dans Stenson et Perry (2001). Le flétan noir n'a contribué qu'environ 2 % seulement du contenu énergétique dans l'alimentation des phoques se nourrissant dans les eaux côtières, contre 4 % dans les eaux hauturières. La plie canadienne a contribué environ 4 % de l'énergie près des côtes, contre 12 % dans les eaux hauturières, tandis que les pleuronectidés (incluant probablement de la plie non identifiée ainsi que des espèces non commerciales) ont contribué 6 % de l'énergie alimentaire dans les eaux côtières, contre 30 % dans les eaux hauturières. Ainsi, le phoque du Groenland pourrait avoir un impact sur ces stocks de poisson. La nouvelle estimation récente de la nourriture consommée par le phoque à capuchon (**tableau 4.3**) révèle que le flétan noir représente une part beaucoup moins grande et les pleuronectidés, une part beaucoup plus importante que ne l'avaient antérieurement estimé Lawson *et al.* (1998) et Hammill et Stenson (2000). Ce fait est curieux, étant donné que le phoque à capuchon est réputé s'alimenter en eaux profondes dans les zones hauturières, alors que la plupart des flétans du nord sont réputés s'y trouver, ce qui porte à croire de nouveau que les échantillons prélevés dans les eaux hauturières sont trop petits pour fournir des estimations fiables de la consommation.

Les évaluations de l'état actuel des stocks des espèces de poisson de fond autres que la morue qui sont ou qui ont été d'intérêt pour les pêches dans 2J3KL sont mises à jour dans MPO (DFO, 2000f) et détaillées dans un certain nombre de documents SCR de l'OPANO. La pêche au flétan noir est la plus importante pêche de poisson de fond qui demeure au large de l'est de Terre-Neuve. Un aperçu des tendances dans la distribution et dans l'abondance, basées sur les relevés effectués par NR de 1978 à 1999 (Bowering, 2000), a indiqué qu'après un recul à un niveau plancher sans précédent au début des années 1990, dans 3K et au moins dans le sud de 2J, le stock s'est rétabli considérablement depuis environ 1995 et continue de s'améliorer si l'on se fie à la succession de plusieurs bonnes classes d'âge, particulièrement de 1993 à 1995. Une ASP des stocks dans 2J3K, bien que présentée comme n'étant qu'un exemple en raison des incertitudes liées à la structure du stock, porte à croire que la biomasse du stock de 2000 pour les âges 5 à 17 s'élève à 220 000 tonnes, niveau le plus haut observé depuis 1975. Un autre

exercice de modélisation (analyse étendue des survivants, Mahe et Darby, 2000) a prédit que la biomasse augmenterait d'environ 270 kt en 2000, pour atteindre un maximum quelques années plus tard, puis diminuerait lentement après 2002. Les projections obtenues grâce à Ecosim par Bundy (2001, fig. 5d) sont cohérentes avec un rétablissement jusqu'en 1995, malgré une réduction des biomasses par la suite. En général, les biomasses du flétan noir semblent alors avoir répondu à la réduction de la mortalité par pêche, et le rétablissement n'a pas été affecté de quelconque façon par la prédation exercée par les phoques.

Il n'y a pas à l'heure actuelle de TAC établi pour la plie canadienne, dont la biomasse en 1998 demeurait <10-15 % des valeurs maximales atteintes au début des années 1980 (DFO, 1999). Selon la dernière évaluation des stocks hauturiers dans 3NO (NAFO, 2001), où l'impact des phoques est inconnu, les stocks doubleraient en 5 ans en l'absence de pêche, mais ils n'augmenteraient pas si les niveaux de pêche de 2000 étaient maintenus (prises accessoires). La pêche dirigée a été autorisée dans 3LNO dans le cas de la limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) hauturière, qui a continué de s'accroître à la suite d'un moratoire en 1995-1997. D'autres espèces dans la région sont assujetties à de petite pêches dirigées ou à des prises accessoires. Les prises accessoires d'aiglefin en 2000 étaient surtout concentrées dans la zone côtière de 3L, où sa réapparition pourrait résulter de tendances au réchauffement (DFO, 2000f).

4.11.9. Résumé de l'évaluation pour l'est de Terre-Neuve

Nos conclusions ne traitent pas de l'effondrement des stocks de morue ni de la situation qui est très mal connue au sud du Grand Banc, dans la division 3NO.

Les recommandations présentées en 1997 par un groupe d'experts international chargé de faire lumière sur les interactions entre le phoque du Groenland et les espèces de poissons pêchées ont commencé à être appliquées, mais un échantillonnage plus étendu dans les eaux hauturières, un échantillonnage plus représentatif dans les eaux côtières et de l'information mieux étayée sur les distributions saisonnières des phoques sont nécessaires.

L'existence possible de plusieurs stocks de morue dans la division rendent l'évaluation complexe. Les stocks locaux peuvent ou non être génétiquement ou autrement capables de repeupler les zones appauvries, mais la totalité de ces stocks doit être gérée en fonction de ce potentiel.

L'abondance actuelle de morue dans 2J3KL est évaluée à environ 30 kt dans les eaux hauturières et à 44 kt ou à 64 kt dans les eaux côtières, selon les suppositions du modèle. Même le TAC actuel, établi pour les eaux côtières à 4,6 kt, peut être suffisant pour retarder le rétablissement.

Rien ne vient étayer l'opinion que les prises accessoires ou la mauvaise condition de la morue (en raison des influences environnementales, y compris la pénurie de nourriture) ont empêché le rétablissement du stock de morue au cours des dernières années. La question a été la mortalité élevée dans laquelle les phoques pourraient avoir joué un rôle.

L'estimation actuelle de la consommation annuelle de morue par les phoques du Groenland est de 37 kt (intervalle de confiance de 95 %, 14-62 kt). Environ la moitié des poissons actuellement mangés dans les eaux côtières est constituée d'individus de plus de 3 ans (contrairement aux plus jeunes structures par âge estimées jusqu'au milieu des années 1990). Si ces données sont même à peu près correctes et s'appliquent également aux poissons consommés dans les eaux hauturières, il est difficile de ne pas être d'accord avec l'évaluation la plus récente de l'état des stocks selon laquelle il existe une possibilité que la prédation par les phoques empêche le rétablissement du stock de morue. Cette opinion est étayée en outre par de nouvelles estimations (quoique très incertaines) que la consommation de morue de plus de 3 ans par les phoques à capuchon dans les eaux hauturières dépasse considérablement la biomasse estimée.

Il est largement soutenu que les impacts des phoques ne peuvent être évalués que dans un contexte plurispécifique. Des changements importants se sont produits dans la distribution du capelan au cours des années 1990, mais ils ne sont pas aussi évidents dans la biomasse. La plus grande prédation exercée par le phoque du Groenland sur le capelan n'a apparemment pas remplacé la forte réduction de la prédation par la morue, mais les stocks hauturiers de capelan ne sont peut-être pas suffisants pour un rétablissement appréciable de la morue. Par contre, rien ne prouve que les phoques peuvent procurer un avantage à la morue en mangeant ses prédateurs. Des modèles de bilan massique et de flux statique pour le secteur est de la plate-forme de Terre-Neuve en 1985-1987 ont conclu que les phoques et les grosses morues étaient les principales causes de la mortalité des petites morues, quoique les estimations soient extrêmement imprécises. Un modèle dynamique (Ecosim) des biomasses de 1987-1985 à 2005, incorporant les estimations de la mortalité par pêche chez les espèces commerciales avant le moratoire, un accroissement potentiel soutenu de la population de phoques du Groenland, et un contrôle exercé de haut en bas, a conclu que la surpêche était responsable de l'effondrement des stocks de morue et que les phoques du Groenland pourraient désormais empêcher leur rétablissement.

On ne peut pas mettre en doute la véracité des cas de mortalité massive des morues côtières observés localement, quoique l'éviscération par les phoques ne peut expliquer qu'une fraction de la mortalité étant donné l'absence de grandes quantités de chair de morue dans l'estomac des phoques examinés à proximité des lieux de ces incidents. Il n'est pas clair dans quelle mesure les phoques poussent les morues à entrer dans des eaux où les conditions sont fatales (dues au gel) ou s'ils sont simplement associés à ce phénomène. Les données attestant d'une baisse de l'abondance locale des morues à la suite de tels incidents nécessitent une analyse statistique plus poussée.

Parmi les stocks des autres poissons de fond, il n'y a peut-être que la plie canadienne dont les stocks sont aussi fortement épuisés et, en particulier dans la mesure où elle peut être incluse dans les pleuronectidés, qui peut faire l'objet d'une considérable prédation par les phoques dans les eaux hauturières.

4.12. Impacts possibles des phoques sur le saumon atlantique

4.12.1. Examen de la situation

Les migrations du saumon atlantique ont diminué dans l'ensemble du Canada atlantique. La situation est des plus graves dans le nord-est des États-Unis, où le saumon est désormais absent de certaines rivières et déclaré « en danger ». Les stocks de saumon dans la baie de Fundy ont aussi été fortement réduits, en particulier les stocks génétiquement distincts, moins migratoires que ceux qui remontent les rivières autour de l'embouchure de la baie (revue approfondie de Amiro MS, 2001; description dans Bay of Fundy Ecosystem Partnership, 2001). Le COSEPAC a déclaré que les stocks de l'intérieur de la baie de Fundy étaient « en danger » en 2001. En général, l'état des stocks s'améliore quelque peu avec la latitude, de la côte Atlantique de la Nouvelle-Écosse vers Terre-Neuve et le Labrador.

Les fléchissements étant répandus, on a longtemps mis de l'avant des explications qui s'appliquaient à l'ensemble des régions. La pêche et la prédation en mer, les changements dans la qualité des rivières, les maladies et les « changements dans le régime » marin ont tous été mis en cause. Toutefois, il a généralement été noté que la tendance négative répandue dans les remontées de saumon adulte persiste en dépit des prises commerciales considérablement réduites, alors que la production de smolts par adulte s'est accrue par suite d'une diminution de la concurrence ou d'une amélioration des conditions dans au moins certains systèmes d'eaux douces (Amiro, 1998a). De plus, la hausse de la mortalité en mer attribuable à une diminution de l'approvisionnement en nourriture, aux maladies ou aux effets directs des changements de température devrait aussi se traduire par une diminution de la taille ou de la qualité des adultes en migration, ce qui n'a généralement pas été le cas (Cairns, 2000). En effet, Amiro (1998a) a documenté une tendance positive entre 1985 et 1997 dans la taille et la condition des adultes remontant la rivière LaHave, en Nouvelle-Écosse (qu'il a attribuée à une ponction sélective des poissons plus petits). La mortalité par prédation en mer est généralement considérée une cause importante de l'échec du rétablissement des stocks de saumon.

Les intervenants blâment depuis longtemps les phoques pour l'échec du rétablissement du saumon, mais ce n'est que récemment que la possibilité a été évaluée par des études scientifiques. Une analyse de régression liant le fléchissement du saumon à l'augmentation de l'abondance de phoques du Groenland et d'autres variables (Amiro, 1998b) a été critiquée sur le plan des statistiques (ICES, 1998). Il est également à noter que le taux de fléchissement du saumon depuis les années 1980 a été nettement plus accentué que le taux d'accroissement de la population de phoques du Groenland. Le groupe d'experts ne peut rien ajouter à l'analyse poussée et rigoureuse de l'impact potentiel de la prédation exercée par les phoques (et les oiseaux de mer) sur le saumon au Canada atlantique réalisée par Cairns et Reddin (2000), et à une évaluation faite par Cairns (2001) de ce qui est nécessaire pour obtenir et évaluer ce potentiel. La principale difficulté relevée dans ces deux documents est la présence extrêmement faible de restes de saumon, même dans de nombreux échantillons prélevés pour étudier l'alimentation des phoques au Canada atlantique. Néanmoins, même cette faible incidence pourrait refléter une cause importante de la mortalité du saumon en mer en raison du nombre important de phoques en cause (Cairns et Reddin, 2000).

Aucun échantillonnage concevable du contenu stomacal ou des excréments ne pourrait être assez étendu pour donner des estimations fiables du nombre de saumons tués par les phoques en mer. Le groupe d'experts n'est pas en mesure d'évaluer la faisabilité sur le plan technique ou de l'échantillonnage d'un projet, suggéré par P. Amiro (MPO, comm. pers.), de relâcher un nombre important de smolts étiquetés avec un isotope stable rare dans une tentative pour retracer l'isotope parmi les prédateurs potentiels. Le groupe d'experts ignore également s'il est possible de détecter les rares cas de prédation par les phoques sur le saumon en utilisant les profils lipidiques. Il est aussi douteux que les scénarios de gestion envisagés par le groupe d'experts (chapitre **5**) puissent avoir un impact quelconque sur la prédation exercée sur le saumon en mer. Cependant, il pourrait être possible à la fois d'évaluer et de réduire la prédation localisée par les phoques dans les estuaires et les rivières où les smolts et les saumons en migration peuvent être les plus vulnérables. Comme cela a été noté à la section **5.6**, le groupe d'experts n'a pas tenté de recommander des mesures de gestion détaillées dans cette optique parce qu'il s'agirait de mesures propres à chaque site. Comme il a été noté dans les sections sur la gestion (chapitre **5**) et les recommandations en matière de recherche (**6.6**), tous les programmes de contrôle locaux devraient être planifiés et appliqués de manière à donner le maximum d'information sur l'étendue du problème de prédation et les résultats d'une telle intervention.

En dépit des annonces et des demandes d'information, le groupe d'experts n'a reçu qu'un mémoire d'intervenants sur la question de la prédation du saumon par les phoques (Salmonid Association of Eastern Newfoundland, **Annexe 3**). En plus de réclamer des règlements qui permettraient d'éliminer les phoques soi-disant « nuisibles » des rivières à saumon et des estuaires, ce mémoire fait la promotion à la fois de recherches supplémentaires sur le régime alimentaire et le comportement des phoques du Groenland et à capuchon dans les eaux hauturières en tant que prédateurs potentiels de salmonidés, ainsi que de recherches sur le réseau alimentaire marin près des côtes, en particulier en ce qui concerne le saumon atlantique et la truite anadrome.

4.12.2. Résumé des questions sur le saumon atlantique

Le rôle des phoques dans la mortalité du saumon en mer relève entièrement de la spéculation. Même un échantillonnage massif des estomacs de phoque ne donnerait probablement pas une évaluation adéquate de ce rôle. La prédation exercée sur les smolts et les adultes remontant dans les estuaires et les rivières pourrait être plus facile à évaluer. Si des programmes visant à exclure les phoques de certains estuaires ou embouchures de rivière avec d'importantes passes migratoires de saumon sont mis en vigueur (voir la section **5.6.2**), ils doivent être menés comme des expériences bien conçues (avec des sites témoins), de sorte que les résultats puissent être correctement évalués.

4.13. Impact des phoques sur l'aquaculture

4.13.1. Introduction

Le groupe d'experts a obtenu bien de l'information sur les phoques et l'aquaculture de la part de Barry Hill, biologiste spécialiste de l'aquaculture au ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Aquaculture du Nouveau-Brunswick (NB DAFA), et dans les commentaires fournis par

Nell Halse, directeur général de la NB Salmon Growers Association. Aucune autre province, intervenant, ou individu n'a soumis de l'information ni fait part de préoccupations sur la question, peut-être parce que l'aquaculture des salmonidés est plus intensive le long de la côte du Nouveau-Brunswick de la baie de Fundy qu'ailleurs au Canada atlantique.

Parmi les sources d'information, une analyse des interactions entre l'aquaculture et les pinnipèdes a été effectuée dans le Maine par un groupe de travail relevant du U.S. National Marine Fisheries Service (Anon., 1996). Cette analyse visait à informer le ministre [du Commerce] sur la question et les problèmes relatifs aux pinnipèdes qui interagissent de façon dangereuse ou dommageable avec les ressources aquacoles dans le golfe du Maine (Anon., 1997). Elle a été commandée à la suite d'amendements apportés en 1995 à la loi américaine sur la protection des mammifères marins (MMPA) interdisant le recours à des méthodes destructrices, auparavant permises dans certaines conditions. Un résumé plus succinct de la situation dans le Maine se trouve dans Belle (1999). Un relevé moins complet plus directement pertinent au Nouveau-Brunswick se trouve dans Hill (1992).

4.13.2. Espèces de phoque en cause

Selon Jacobs et Terhune (2000), les phoques présents le long de la côte Fundy du Nouveau-Brunswick sont presque exclusivement des phoques communs. En dépit du fait que les phoques communs dans le Maine se soient accrus d'environ 8,7 % par année depuis le début des années 1970 (Waring *et al.*, 1997), Jacobs et Terhune (2000) n'ont pas découvert de différences significatives entre les dénombrements effectués par relevé aérien, corrigés pour la saison, faits en 1984, 1987 et 1998. Les phoques du Nouveau-Brunswick sont beaucoup moins abondants en hiver, période à laquelle se produisent la plupart des attaques par les phoques, parce que les animaux partent apparemment vers le nord-est des États-Unis. Bien que le groupe d'experts ait été informé (conversations entre le président et des travailleurs aquacoles) qu'il y a des phoques gris le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, nous n'avons pas obtenu de documentation étayant cette possibilité.

4.13.3. Nature des impacts des phoques

Par ordre de gravité, ces impacts sont les suivants :

1) Présence de phoques près des cages constituant une source de stress entraînant une diminution de la croissance et une détérioration de la condition des poissons;
2) dommages causés aux engins par les phoques qui attaquent les poissons;
3) endommagement ou destruction de poissons saisis par les phoques à travers les filets;
4) pénétration des phoques dans les filets, suivie parfois de la destruction de multiples poissons;
5) échappée complète ou sur une grande échelle des poissons à travers les filets endommagés (plus des impacts potentiels sur la conservation et l'économie).

4.13.4. Coûts pour l'industrie

Il est difficile d'évaluer complètement les pertes économiques pour l'aquaculture engendrées par la prédation par les phoques, en raison des pertes non déclarées, des pertes ne pouvant pas faire l'objet de réclamations aux compagnies d'assurance, de l'augmentation des primes, et des coûts des mesures de prévention ou de réduction des dommages. Le NMFS Task Force (Anon., 1996) donne une estimation pour l'industrie du Maine d'environ 10 % de la valeur annuelle à la ferme d'environ 50 millions de dollars, mais dénote également que ce chiffre n'est pas étayé par des sources indépendantes. Au Nouveau-Brunswick, entre 1988 et 2000, 5,2 millions de dollars ont été réclamés pour des pertes attribuables aux prédateurs auprès de Mitchell McConnell Insurance Co., qui a fourni environ 50 % de la couverture (B. Hill, NB DAFA, comm. pers.). Il a aussi été constaté que l'autre moitié, c'est à dire les franchises, les pertes qui ne sont pas assurées et les dommages collatéraux (p. ex., maladie causée par le stress et ralentissement de la croissance) est exclue de ces réclamations. Il est également clair que, même si les pertes distribuées ne sont pas extrêmes, les pertes individuelles peuvent l'être. Jacobs et Terhune (2000) déclarent que, parmi au moins 56 réclamations d'assurance pour des attaques de phoques sur des cages au Nouveau-Brunswick de 1988 à 1998 inclusivement, la perte moyenne par attaque se chiffrait à 110 753 $CAN.

Les tendances au fil des ans sont peut-être plus utiles que des estimations incomplètes des coûts (même sources d'information que précédemment). Un graphique des pertes causées par les prédateurs en pourcentage par année révèle une hausse plus ou moins soutenue des versements d'assurance jusqu'en 1996, avec une chute brusque entre 1997 et 2000. B. Hill (NB DAFA, comm. pers.) déclare qu'en se basant sur le fait que les pertes sont restées dans l'ordre de 1 à 1,5 million de dollars au cours des dix dernières années et, qu'en même temps, la valeur monétaire de l'industrie a augmenté de 79 à 142 millions de dollars, il semblerait que les interactions relatives aient diminué au fil du temps.

4.13.5. Techniques de prévention

Anon. (1996) et Hill (1992) ont examiné de façon approfondie les mesures de prévention. Certaines d'entre elles ne sont pas pratiques ou ne sont pas susceptibles d'être efficaces, tandis que d'autres, comme l'élimination des poissons morts qui pourraient attirer les prédateurs, sont des expressions générales d'une bonne régie. Bien que des études bien conçues propres au site, de l'efficacité relative de ces différentes méthodes aient été réclamées par Anon. (1996, 1997), Belle (1999) et d'autres auteurs, celles-ci n'ont apparemment pas été menées. Les techniques suivantes ont été proposées ou utilisées au Nouveau-Brunswick, où l'industrie a observé de ces interactions depuis un certain temps et a mis au point un certain nombre de méthodes non perturbatrices pour limiter les problèmes (B. Hill, NB DAFA, comm. pers.). Les méthodes non destructrices sont considérées comme étant effectives lorsqu'elles sont utilisées de concert pour exercer un contrôle efficace sur la prédation par les phoques (Nell Halse, NB Salmon Producers Association, comm. pers.). Le groupe d'experts n'a pas évalué ces méthodes, estimant que l'industrie est la mieux placée pour les mettre à l'essai, en établir les coûts, les appliquer et les payer. Il n'a pas non plus envisagé de façons dont le soutien financier gouvernemental a été ou pourrait être mis en cause. Nous avons toutefois commenté certaines techniques qui peuvent être controversées ou qui doivent être réglementées.

Emplacement de l'installation. L'emplacement de l'installation aquacole est peut-être le facteur qui influe le plus sur la fréquence des dommages causés par les phoques, étant donné que certains producteurs déclarent des pertes considérables, alors que d'autres n'en subissent pas. Cependant, les causes de tels écarts ne sont pas claires et ne semblent pas reliées à la proximité avec des lieux de terrissage des phoques, au moins dans le Maine (Anon., 1996, p. 37). Il ne semble pas non plus que les phoques communs soient attirés par les endroits contenant des installations aquacoles au Nouveau-Brunswick (Jacobs et Terhune, 2000). Bien que le choix d'un emplacement sûr puisse être une question de chance, des recherches supplémentaires sur le sujet seraient utiles.

Amélioration technologique des cages. L'introduction de plus grandes cages en plastique rondes, qui résistent mieux aux conditions environnementales et améliorent la régie, a aussi réduit les attaques par les phoques, selon B. Hill (NB DAFA, comm. pers.), qui cite ce facteur comme étant la principale amélioration des dernières années.

Filets de protection. Une diversité de filets disposés à l'extérieur des cages a été utilisée pour empêcher les prédateurs d'y avoir accès. Ces filets doivent être assez résistants pour que les phoques ne puissent pas accéder aux poissons qui nagent près des filets intérieurs en les poussant contre eux. Selon les publications, ces techniques réussissent dans la mesure où les gens sur place ont les connaissances et les aptitudes pour bien installer les filets.

Méthodes pour effrayer les phoques. Ces méthodes sont largement passées en revue et évaluées par Anon. (1996). La perturbation associée à de telles techniques va de la simple présence de personnel 24 heures durant sur le site à l'utilisation de projectiles non pénétrants (p. ex., balles de caoutchouc). Bien que le NMFS Task Force ait recommandé de ne pas utiliser ces techniques parce qu'il les jugeait inefficaces, seule la dernière a été considérée comme étant inacceptable *a priori* (Anon., 1996).

Les dispositifs dissuasifs acoustiques sous-marins ont fait l'objet d'une importante promotion pour la prévention de la prédation par les phoques. Parmi les nombreux projets de recherche énumérés dans le rapport sur les sciences aquacoles au Canada atlantique pour 1999-2000 (Chang et Septon, 2000), le seul projet concernant les phoques portait sur la dissuasion acoustique. Les premiers dispositifs avaient au mieux des effets à court terme et l'on a même pensé qu'ils signalaient aux phoques où se trouvaient les proies. Hill (1992) n'a pas trouvé de preuve attestant que l'incidence de problèmes causés par les phoques ou le nombre de poissons perdus à 38 endroits était relié à la présence ou à l'absence de ces dispositifs. Les dispositifs de dissuasion acoustique modernes, dont l'intensité sonore « augmente progressivement » afin de décourager l'approche par les phoques avant de devenir douloureuse, sont toutefois cotés par Anon. (1996) comme étant efficaces et comme ayant peu ou aucun impact sur les espèces non visées. Une analyse récente de Terhune *et al.* (en cours d'examen) a découvert que les intensités les plus fortes (195 dB à raison de 1 µPa à 1 m, impulsions aux 2,9 msec) devraient décourager les phoques (80 dB au-dessus du seuil) à 100 m et être clairement décelables un jour calme jusqu'à une distance de 7 km. Cependant, J. Terhune (Université du Nouveau-Brunswick, Saint-Jean, N.-B, comm. pers.) a récemment obtenu des preuves attestant de l'habituation, même aux dispositifs de dissuasion acoustiques à intensité forte, et a remis en question la valeur

dissuasive de tels dispositifs, même à des distances très proches. Terhune *et al.* (en cours d'examen) ont aussi conclu que l'utilisation de sons à forte amplitude dans le but de protéger les cages pour l'aquaculture des poissons contre la prédation par les phoques sans encourir des coûts d'investissements et de fonctionnement exorbitants n'est peut-être faisable. Un autre est d'avis que ces dispositifs se sont révélés efficaces lorsqu'ils étaient situés au bon endroit, demeuraient bien chargés et étaient utilisés de concert avec de bons filets contre les prédateurs (commentaire soumis par Nell Halse, NBSGA). Les dispositifs de dissuasion à intensité moindre ont été utilisés pour dissuader les mammifères marins de s'emmêler dans les filets, mais les effets des dispositifs à intensité plus forte sur les mammifères marins non visés nécessitent des recherches plus approfondies.

Méthodes destructrices. Au début des années 1990, l'industrie de l'aquaculture du saumon dans le comté de Charlotte, au Nouveau-Brunswick, a demandé des permis afin de chasser les phoques prédateurs (J. Conway, MPO, comm. pers.). Le MPO a plutôt convenu de la tenue d'un projet pilote pour aider à évaluer le nombre de phoques en cause et leurs impacts. Ce projet, géré par la Salmon Aquaculture Association of NB, s'est déroulé pendant six mois, avec une prolongation de six mois. Les exploitants devaient consigner le nombre de phoques abattus et conserver leur estomac et leur mâchoire inférieure pour une analyse ultérieure. L'abattage de 31 phoques a été noté, mais aucun échantillon n'a été prélevé, et le projet a été abandonné. À l'heure actuelle, la réglementation canadienne sur les mammifères marins ne contient rien de précis sur les phoques nuisibles ni sur le contrôle des prédateurs, bien que le groupe d'experts croit comprendre qu'une modification au règlement est en voie d'être apportée (G. Melano, MPO, comm. pers., le 6 juin 2001). Un pêcheur détenteur de permis peut obtenir un permis de pêche normal qui régit la chasse au phoque. Cependant, il n'y a pas de saison ouverte pour le phoque commun. En outre, le permis ne peut être délivré qu'à des pêcheurs, ce qui exclut les exploitants d'installations aquacoles. Aussi, dans le cas de la réglementation actuelle, aucun phoque commun ne peut être tué lorsqu'il est en train d'endommager des engins servant à l'aquaculture ou est en train d'envahir des cages à saumon.

Le U.S. Task Force, réagissant à la révision de 1995 à la MMPA, a eu de la difficulté à recueillir l'unanimité sur l'abattage des phoques qui pénétraient effectivement dans les enclos à poisson. Les recommandations finales au Congrès (Anon., 1997) énonçaient simplement que, dans la rare éventualité où un phoque se trouve dans un enclos à filet, situation intolérable qui semble n'avoir aucun moyen de résolution légal, le NMFS croit que des méthodes destructrices peuvent être nécessaires. En l'absence de réglementation, Anon. (1996) fait allusion à des rapports anecdotiques de phoques qui ont été tués illégalement. La même situation s'est sans aucun doute produite au Canada atlantique (G. Conway, MPO, comm. pers.).

4.13.6. Résumé des questions sur les phoques et l'aquaculture

Les dommages causés par les phoques au Nouveau-Brunswick et probablement ailleurs au Canada atlantique sont devenus apparemment largement tolérables à cause des mesures de prévention et de réduction des dommages de plus en plus sophistiquées par l'entremise de l'assurance. Des méthodes non destructrices de prévention et d'atténuation des dommages causés par les phoques semblent être efficaces, bien que l'impact non assurable de la prédation par les phoques sur des producteurs individuels peut être dévastateur. Une consultation

complète de l'industrie de l'aquaculture est nécessaire avant que tout changement à la réglementation sur les mammifères marins ne soit apporté pour permettre l'abattage des phoques nuisibles dans des circonstances précises.

4.14. Conclusions générales et recommandations reliées aux impacts des phoques sur la pêche

Conclusions :

Dans toutes les régions, les estimations de la consommation de différentes espèces de poisson par les phoques, en particulier des espèces comme la morue qui constitue une part relativement faible de leur régime alimentaire, sont très incertaines. D'autres sources d'incertitude viennent s'ajouter, notamment les exigences métaboliques des phoques selon l'âge, qui ne sont pas encore prises en compte pour ces estimations. Bien que l'information sur la distribution saisonnière et spatiale des phoques soit encore très limitée, elle est suffisante pour indiquer que l'échantillonnage actuel et historique des estomacs de phoque aux fins de l'analyse de leur régime alimentaire est fortement non représentatif. Par exemple, la plupart des phoques du Groenland et à capuchon de l'Atlantique Nord-Ouest se nourrissent dans les eaux hauturières des divisions 2J3KL, mais seulement une faible proportion des échantillons provient de cet endroit. Même dans les eaux côtières, les emplacements de prélèvements d'échantillons sont déterminés davantage par la distribution des communautés de chasseurs de phoques que par la distribution de ces animaux. Enfin, les échantillons prélevés dans les années 1980 et au début des années 1990, qui constituent le gros du matériel disponible, ne sont peut-être plus pertinents en regard des conditions qui ont beaucoup changé depuis. Établir le régime alimentaire des phoques à l'aide des profils des acides gras de la graisse de phoque pourrait réduire le biais de l'échantillonnage, mais la méthodologie n'a pas encore été examinée entièrement ni publiée.

Malgré ces réserves, les estimations disponibles indiquent que les phoques consomment de grandes quantités de poisson à l'échelle du Canada atlantique, mais il y a beaucoup moins de preuves attestant que cette prédation ait un impact majeur sur la plupart des stocks de poisson commerciaux. Cependant, dans les divisions 4RS3Pn et 2J3KL, les consommations estimées de morue par les phoques sont élevées en regard des biomasses de morue estimatives et indiquent que la prédation par les phoques est une cause importante de la forte mortalité qui sévit apparemment dans ces stocks. Dans 4VsW, où la consommation estimée de morue par les phoques gris est également élevée, la situation est moins claire parce que de nouvelles estimations de la consommation par les phoques gris, basées sur les profils des acides gras, devraient être disponibles plus tard cette année. Selon les indications préliminaires, il en résultera une réduction de la consommation estimée de morue par les phoques dans ces divisions.

Les conclusions quant aux effets des phoques sur divers stocks de poisson et diverses espèces pêchées dans chaque division ou sous-division de l'OPANO au Canada atlantique ont été détaillées dans ce rapport. La croyance, exprimée par certains intervenants, que la réduction des populations de phoques permettra de restaurer rapidement les pêches est beaucoup trop optimiste : même dans un régime de mortalité « normale », un rétablissement très lent est attendu. Les recherches en cours visant à placer la prédation par les phoques dans le contexte

d'un écosystème ne réussiront pas, au moins dans un avenir rapproché, à donner des réponses définitives quant aux conséquences à long terme de la gestion de la population de phoques au profit des espèces pêchées. Les modèles de populations monospécifiques incorporant la mortalité estimée attribuable à la prédation par les phoques ou les modèles plurispécifiques simplifiés présentant un « minimum de réalisme » peuvent cependant être utiles pour prédire les effets à court terme d'une réduction de la mortalité attribuable aux phoques sur la taille des stocks de poisson épuisés. Dans les divisions 2J3KL et 4RS3Pn, les consommations estimées de morue et de certaines autres espèces commerciales sont si importantes qu'une forte réduction dans la prédation par les phoques pourrait raisonnablement se traduire par un effet notable sur la taille de ces stocks. Cependant, tout calcul des avantages qui pourraient résulter d'une telle réduction doit prendre en compte les incertitudes entourant les estimations de la consommation par les phoques et des effets des changements dans la population de phoques sur les communautés d'autres intervenants. Dans le chapitre **5**, nous présentons un certain nombre de scénarios de gestion différents pour indiquer comment ces calculs devraient être effectués.

Dans une lettre que David Vardy, membre du groupe d'experts, a adressée au président du groupe d'experts le 30 juillet 2001 (Annexe 5), l'auteur précise que, dans le cas de la morue franche, à laquelle le groupe d'experts a accordé le plus d'attention, les preuves qui lui ont été présentées l'amènent à conclure que la prédation par les phoques contribue de façon si importante au taux élevé de mortalité qu'elle peut retarder ou même empêcher le rétablissement des stocks. Le faible niveau auquel a été réduite la biomasse des reproducteurs de morue du Nord, sans pour ainsi dire de rétablissement depuis le moratoire de 1992, conjugué à la perte des plus gros reproducteurs du stock sont des facteurs qui rendent ce stock particulièrement vulnérable à la prédation par les phoques. La prédation par les phoques constitue une grave menace à la récupération de la morue du Nord et d'autres stocks importants de morue dans le Canada atlantique et au rétablissement de ces stocks à leurs niveaux historiques. L'auteur a demandé que sa déclaration dissidente soit insérée dans le rapport final du groupe de personnalités éminentes soumis au ministre des Pêches et des Océans du Canada et que sa lettre soit annexée au rapport.

Recommandations :

Les sommes actuellement accordées au financement des recherches sur le régime alimentaire des phoques sont insuffisantes, et l'absence de financement pluriannuel de telles recherches nuit à la conception et à l'exécution de programmes valables sur le plan statistique. Ces travaux pourraient être soutenus à l'aide de fonds provenant des « services votés » pour la recherche sur les pêches, en reconnaissance du fait que la mortalité par prédation constitue désormais une composante clé de la gestion des pêches.

5. OBJECTIFS DE LA GESTION

5.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous traitons explicitement de l'un de nos objectifs (soit l'élaboration d'un plan de récolte stratégique pour les populations de phoques) et deux des réalisations attendues (donner notre avis sur des stratégies de gestion permettant d'atteindre une population de la taille optimale, ainsi que sur les orientations stratégiques les plus appropriées pour la gestion des populations de phoques). La capacité du groupe d'experts à livrer certains de ces réalisations dépend de l'établissement de la taille optimale des populations de phoques en regard de leurs interactions avec d'autres composantes de l'écosystème. Tout changement dans l'abondance d'une espèce de phoque en particulier aura des retombées sur la taille des stocks de nombreuses autres espèces dans l'écosystème et sur la valeur potentielle des stocks faisant l'objet d'une exploitation commerciale. Par exemple, une réduction du nombre de phoques du Groenland sur la plate-forme de Terre-Neuve-Labrador peut entraîner une augmentation de l'abondance de la morue franche et une hausse éventuelle du TAC pour cette espèce. Cependant, elle entraînerait aussi une réduction immédiate du TAC pour les phoques. À plus long terme, un accroissement des stocks de morue franche pourrait conduire à une réduction de l'abondance de la crevette et du crabe (voir, par exemple, Bundy, 2001) et, par conséquent, du TAC pour ces stocks.

Si des valeurs d'usage sont attribuées aux différentes conséquences d'un changement dans les populations de phoques, des techniques comme l'analyse de décision bayésienne (Harwood, 2000) peuvent ensuite, en principe, servir à établir les tailles optimales des populations de phoques. Cependant, le mandat confié au groupe d'experts ne comportait aucune indication sur ces valeurs. Par exemple, afin de calculer la taille optimale de la population des phoques du Groenland, nous devons savoir comment les coûts potentiels d'un changement dans le TAC pour les phoques devraient être comparativement aux avantages potentiels d'un rétablissement plus rapide des stocks de morue du Nord pouvant permettre de nouveau une exploitation commerciale sur une grande échelle. Le groupe d'experts n'a donc pas pu établir de taille optimale pour aucune des populations de phoques du Canada atlantique et, par conséquent, ne peut pas donner son avis sur des stratégies de gestion pour atteindre cet objectif.

Nous avons au lieu envisagé un certain nombre de scénarios de gestion différents. Dans les scénarios de maintien du statu quo (**5.2.1**) et de récolte régie par les forces du marché (**5.2.2**), l'objectif premier de la gestion est de maintenir ou d'améliorer le revenu de l'industrie de la chasse au phoque. Dans les scénarios de stabilisation (**5.2.4**) et de réduction de la prédation exercée par les populations de phoques (**5.2.5**), on vise d'abord à régir ou à réduire les mortalités de poisson d'importance économique. Dans chaque cas, nous avons essayé d'appliquer de bons principes de conservation et de gestion des ressources, y compris le principe de précaution. Chacun des scénarios comporte des avantages et des inconvénients, et l'incertitude associée à certains des avantages est souvent nettement plus importante que celle associée à certains des coûts. Toute décision quant au groupe d'intervenants qui devrait avoir le plus de chance de bénéficier de la gestion des phoques et à celui qui serait le perdant doit être d'ordre politique et non pas scientifique.

Le groupe d'experts a envisagé les effets probables de scénarios de gestion sur trois groupes d'intervenants :

- les chasseurs de phoques;
- les pêcheries commerciales dirigées des espèces benthiques (à la fois par leur effet sur les ponctions de morue, de flétan noir et de plie canadienne par les phoques et par leur impact sur les ponctions d'espèces comme le capelan qui est mangé par ces espèces de poisson);
- le MPO lui-même.

Nous n'avons pas considéré comment l'industrie du tourisme associé aux phoques pourrait être touchée sous chacun des scénarios étant donné qu'il est improbable que la demande pour cette industrie soit reliée directement à la taille des populations de phoques ou au TAC établi pour les phoques. Pour autant que le nombre de phoques ne chute pas à un niveau si bas que les colonies de reproducteurs soient difficiles à trouver, la demande devrait être indépendante de l'abondance des populations de phoques.

Nous nous sommes concentrés sur la gestion du phoque du Groenland, étant donné qu'il s'agit de l'espèce sur laquelle nous avons le plus de données et au sujet de laquelle les plus grandes préoccupations nous ont été exprimées. Cependant, nous avons aussi examiné comment les mêmes démarches pouvaient être appliquées au phoque à capuchon et au phoque gris. Bien que le groupe d'experts doive fournir des avis sur les orientations stratégiques les plus appropriées pour la gestion des populations de phoques, en particulier pour les cinq prochaines années, il faudra plus de cinq ans avant que les effets de l'un ou l'autre des scénarios que nous avons décrits se fassent sentir et, pour cette raison, nous n'avons pas limité nos considérations à cet horizon.

Des niveaux d'incertitude ont, dans la mesure du possible, été attribués aux coûts et aux avantages potentiels pour les intervenants selon les différents scénarios. Ainsi, un résultat que nous croyons avoir une forte probabilité de se produire à un niveau d'incertitude « faible », alors que les résultats qui sont basés sur des données très variables (par exemple, celles utilisées pour estimer la consommation de poisson par les phoques) ont des niveaux d'incertitude « élevés ». Les diverses sources d'incertitude sont discutées ci-après.

5.1.1. Incertitude dans les estimations de la prédation par les phoques

Pour certains scénarios, nous avons calculé le changement probable dans la consommation des différentes espèces de poisson qui se produiront dans les divisions 2J3KL de l'OPANO, puisque c'est sur cet endroit que nous avons la meilleure information sur le régime alimentaire des phoques et sur les incertitudes associées. Nous avons aussi calculé les intervalles de confiance pour ces estimations en utilisant des formules élaborées par des scientifiques du MPO. **L'Annexe 4** donne une description détaillée de la base de ces calculs et la totalité des calculs des estimations et leurs coefficients de variation. Ces calculs prennent en compte les incertitudes quant à l'estimation du régime alimentaire, à la proportion de temps passé par les phoques dans les eaux du Canada atlantique et à la proportion de temps passé à moins de 25 km des côtes.

Lorsqu'un scénario prédit une augmentation de la population des phoques, nous avons également pris en compte l'incertitude entourant les estimations de la taille de la population de phoques, en raison de leur incidence sur les changements prévus dans la consommation de poisson. Dans le cas des scénarios qui sous-entendent une réduction délibérée de la taille des troupeaux de phoques, nous n'avons pas inclus l'incertitude reliée à l'estimation de la taille de population puisque nous supposons que le nombre de phoques tués (incluant ceux abattus mais non récupérés) sera connu de façon relativement précise.

À noter que ces calculs ne prennent pas en compte toutes les sources d'incertitude dans l'estimation de la consommation de poisson. Tel que mentionné au chapitre **4**, rien n'est pris en compte pour l'incertitude dans l'estimation des besoins énergétiques quotidiens des phoques d'âges différents. En outre, on n'est pas certain de la façon dont les taux de gestation évolueront au fil du temps ni des implications associées pour le nombre de phoques. Il est tentant d'interpréter le fléchissement dans les taux de gestation qui ont été observés au cours des 30 dernières années comme étant une réponse dépendante de la densité à la hausse du nombre de phoques. Cependant, il y a eu des changements remarquables dans l'abondance des principales espèces-proies des phoques, en particulier le capelan et la morue polaire, au cours de cette période et, tel que décrit en **2.4.1**, les changements observés dans les taux de gestation pourraient ne pas être reliés directement au nombre de phoques. Par conséquent, il n'y a pas de façon évidente de tenir compte de l'incertitude entourant les changements futurs dans les taux de gestation.

Une autre source importante de préoccupation concernait nos estimations des changements dans la consommation des proies, celles-ci étant basées sur l'hypothèse que la composition du régime alimentaire du phoque du Groenland demeurera constante au fil du temps. Cela suppose que le régime du phoque moyen n'est pas touché par les changements dans l'abondance des espèces-proies, le nombre de phoques du Groenland ou les conditions environnementales, et que la distribution des phoques du Groenland entre les eaux côtières et hauturières demeurera constante.

5.1.2. Incertitudes entourant la chasse au Groenland

La chasse au phoque du Groenland a pris de l'importance au Groenland, le nombre de bêtes abattues passant de moins de 10 000 par année au début des années 1970 à près de 90 000 en 1999. Les prises déclarées au cours des neuf premiers mois de 2000 s'établissaient à 65 157, ce qui sous-entend une capture annuelle d'environ 87 000 bêtes. C'est peut-être une raison pour laquelle le plan de gestion du phoque de 2001 porte à croire que la chasse au Groenland s'est stabilisée à environ 80 000 bêtes. D'autres auteurs (p. ex., Stenson et Healey, 1999; Lavigne et Johnston, 2001) ont supposé que la chasse se poursuive et augmente au rythme observé au cours des années 1990, résultant en une capture prévue de 130 000 bêtes d'ici 2005. Au Groenland la chasse est subventionnée et, donc n'est pas régie par les forces du marché. Par conséquent, les tendances futures de cette chasse sont imprévisibles mais, si une récente proposition de mise sur pied d'une usine de transformation des phoques au Groenland se réalise, cela pourrait causer une hausse supplémentaire des prises.

Le pourcentage de phoques touchés et perdus au cours de la chasse au Groenland est croit-on élevé parce que les animaux sont souvent abattus dans l'eau. Pour en tenir compte, il est supposé que deux phoques sont tués pour chaque bête capturée. En outre, la plupart des animaux capturés sont des adultes et des juvéniles, alors que la chasse commerciale canadienne vise principalement les jeunes de l'année. En raison de ces deux facteurs, les changements dans l'importance de la chasse au Groenland peuvent avoir un effet notable sur la taille de la population et sur la proportion de la production de remplacement calculée de la population qui peut être attribuée comme un TAC dans le golfe et sur le front. L'envergure et la nature de la chasse au Groenland à la fois au phoque du Groenland et au phoque à capuchon sont une source importante d'incertitude que l'on ne peut quantifier dans toutes les prédictions sur le nombre de phoques et la quantité de poisson consommée dans les scénarios suivants.

5.1.3. Implications pour les stocks de poisson de fond et les TAC

Nous n'avons pas essayé de calculer les effets potentiels des changements calculés dans la consommation de morue franche, de flétan noir et de plie canadienne sur la taille de leurs stocks exploitables à l'échelle commerciale, ni spéculé sur les conséquences de ces effets pour les TAC qui pourraient éventuellement être établis pour ces stocks. La raison en est l'extrême sensibilité de tels calculs aux suppositions quant à la façon dont les taux de mortalité dans ces stocks pourraient évoluer au fil du temps, tel que décrit en détail par Mohn et Bowen (1996). En outre, les calculs des effets de la prédation sur les taux de mortalité dans les stocks de poisson nécessitent de l'information sur le nombre de poissons d'âges différents consommés par les phoques. Bien que de telles estimations aient été faites (p. ex., Stansbury *et al.*, 1998; Lilly *et al.*, 2001), il y a sans aucun doute d'importantes incertitudes, non documentées, reliées à l'obtention de telles estimations à partir d'estimations de la biomasse totale de chaque espèce de poisson mangée par les phoques. Enfin, on ne sait pas au juste comment les effets des changements dans la biomasse des différentes espèces-proies du phoque du Groenland découlant d'un changement dans l'abondance des phoques se répercuteront à l'échelle de l'écosystème. Par exemple, les changements prédits dans la consommation de capelan et de poisson plat à la suite d'une augmentation de 150 000 du TAC pour les phoques du Groenland pendant cinq ans (voir **figure 5.2**) sont 40 fois supérieurs à ceux prédits pour la consommation de morue franche (170 kt comparativement à 4 kt). Selon Winters et Miller (2001), ces changements auront tous des conséquences favorables pour la morue franche. Cependant, une analyse quantitative détaillée utilisant une vaste gamme de suppositions sur l'envergure et la nature des interactions entre les différentes espèces composant l'écosystème sur la plate-forme de Terre-Neuve-Labrador est nécessaire avant que leur conclusion puisse être considérée comme autre chose que de la spéculation.

5.1.4. Règles de contrôle et points de référence limites

Les scientifiques spécialistes des pêches s'efforcent depuis un certain nombre d'années d'élaborer des procédures de gestion qui prennent en compte l'incertitude. Les scientifiques canadiens contribuant aux travaux de l'OPANO et du CIEM ont été à l'avant-poste de ces travaux, mais la gestion des phoques au Canada n'a pas tiré profit de ces progrès.

Ces procédures sont basées sur une série de règles de contrôle qui déterminent la taille du TAC et son mode d'application, ainsi que sur une série de points de référence qui sont utilisés pour observer l'efficacité du processus de gestion. En particulier, un point ou des points de référence limites sont établis. La procédure de gestion doit faire en sorte que la probabilité que la population chute sous l'un ou l'autre des points de référence limites est moindre que le niveau convenu. Habituellement, une série appropriée de règles de contrôle et de points de référence est établie en éprouvant la performance d'une suite de procédures de gestion potentielles sur un modèle informatique de la population cible.

La façon dont la loi américaine sur la protection des mammifères marins est actuellement appliquée est un exemple de cette approche (voir **5.4**). Dans ce cas, le point de référence limite est défini comme étant le niveau de population où la productivité nette est maximale (équivalente au niveau pour un rendement maximal soutenu dans certains modèles de pêche), et le risque acceptable de la population baissant sous ce point de référence a été établi à 5 %. Il s'agit d'une stratégie relativement conservatrice.

Caddy (1998) a passé en revue les points de référence limites qui ont été utilisés pour une gamme de stocks de poisson et, particulièrement, ceux actuellement utilisés par le CIEM et l'OPANO. Presque tous sont basés sur des paramètres qui sont estimés de façon classique à partir de la structure par âge estimée à partir des prises commerciales ou de recherche de l'espèce cible (p. ex., mortalité totale, mortalité par pêche ou recrutement – voir la figure 10 dans Caddy [1998]). Aucun de ces points n'est susceptible d'être particulièrement utile pour le phoque du Groenland étant donné la nature complexe de la chasse et la difficulté à obtenir des données fiables sur la structure par âge. Cependant, la biomasse ou, plus probablement, la taille de la population totale pourrait servir de fondement à l'établissement d'un point de référence limite. Tel que discuté précédemment, il pourrait être possible d'obtenir des échantillons qui sont représentatifs de la structure par âge de la population à partir de la chasse effectuée au Nunavut, étant donné que cette chasse est relativement non sélective.

Le groupe de travail du CIEM/OPANO sur le phoque du Groenland et le phoque à capuchon (ICES, 2000) a été chargé d'établir les valeurs de B_{lim}, B_{msy} et d'autres points de référence basés sur la biomasse des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Est. Le groupe a conclu que B_{msy} (niveau de biomasse où la productivité nette est maximale) était un niveau de référence qui ne convenait pas dans le cas des mammifères marins. Il a suggéré que B_{lim} (niveau de biomasse critique sous lequel le recrutement est réduit) pourrait être un point de référence approprié, mais n'a pas été en mesure de le calculer pour la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Est.

Winters et Miller (2001) ont calculé une valeur de B_{lim} pour la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest. Selon eux, il y aurait une population de 800 000 bêtes âgées d'un an et plus (ce qui équivaut à une population totale d'environ 1 million de bêtes). Cette suggestion était fondée sur la prédiction de Lett *et al.* (1981) qu'à ce niveau de population, l'âge de la maturité était aussi bas et le taux de gestation aussi élevé que cela était biologiquement possible. La population n'a aucun potentiel d'augmenter sa productivité par tête si ses effectifs tombent sous ce niveau. Si la conclusion de Lett *et al.* (1981) était bonne, il s'agirait effectivement d'une estimation de B_{lim}. Cependant, plus de 20 ans de données

supplémentaires sur les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest se sont accumulées depuis leur analyse. Comme nous le décrivons en **2.4.1**, lorsqu'une sous-série homogène de l'actuelle série temporelle de données sur la reproduction et la taille de la population a été analysée, les preuves attestant d'une relation entièrement dépendante de la densité entre le taux de gestation et la taille de la population de phoques du Groenland étaient bien moins convaincantes que ne le sous-entendait la figure 22 dans Winters et Miller (2001). Ce chiffre combine les estimations, dont certaines sont d'une validité douteuse, du taux de gestation et de la taille de la population établis à l'aide d'une diversité de méthodes. Une approche plus pragmatique (également envisagée par Winters et Miller) consiste à utiliser le chiffre de 1,7-1,8 million d'animaux, la plus faible estimation de la taille de la population totale fournie par Healey et Stenson (2000), comme une estimation de B_{lim}. Nous savons que la population de phoques du Groenland a été capable de s'accroître à partir de ces niveaux, ce qui s'est produit au début des années 1970, sous un régime de faibles captures.

Il semble probable que la population de phoques du Groenland continuera d'être observée au moyen de relevés aériens de la production de petits, et que les résultats de ces relevés serviront à établir un point de référence limite. Bien que la production de petits soit un indice fiable de la taille de la population si les taux de gestation demeurent constants, elle accusera toujours un certain retard par rapport aux changements dans la taille de la population totale. Ce retard est le plus marqué lorsque l'exploitation est axée principalement sur les petits, comme dans la chasse commerciale au phoque du Groenland. Étant donné que la plupart des phoques du Groenland ne sont pas entièrement recrutés dans la population de reproducteurs avant d'atteindre 6 ou 7 ans, il faudra au moins ce temps avant que toute surexploitation des petits ne soit reflétée dans une baisse de la production de petits. Les implications de ce retard doivent être prises en compte dans la procédure de gestion.

D'autres variables peuvent être plus sensibles à la surexploitation que la production de petits, et celles-ci pourraient être utilisées avec la production de petits pour constituer un « ensemble » de points de référence limites, tel que proposé par Caddy (1998). Un échantillon représentatif de la structure par âge de la population devrait montrer les effets de la surexploitation ou une mortalité élevée non prévue de classes d'âge particulières avant que la production de petits ne soit réduite. Par exemple, les classes d'âge 1986-1988 de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Est sont pour ainsi dire absentes de la structure par âge des échantillons norvégiens de phoques du Groenland en mue prélevés depuis 1990 (Kjellqwist *et al.*, 1995) étant donné le nombre important de petits nés ces années-là qui sont morts après s'être emmêlés dans les filets de pêche le long de la côte norvégienne et l'abondance réduite du capelan dans la mer de Barents.

Cependant, nous disposons désormais de preuves solides attestant que les pratiques de gestion qui utilisent les données des observations directement sont plus efficaces et plus susceptibles d'atteindre leurs objectifs que celles reposant sur des estimations de paramètres dérivés de ces observations (p. ex., Cooke, 1995; Geremont *et al.*, 1999; Punt et Smith, 1999, Milner-Gulland *et al.*, 2001). Par conséquent, le point de référence limite devrait être fondé sur le changement dans la structure par âge elle-même et non pas sur les changements dans un paramètre démographique (tel que le taux de survie propre à la classe d'âge) dérivé de cette structure.

Bien qu'il existe des problèmes logistiques considérables à obtenir un échantillon représentatif de la structure par âge de la population, ceci est possible dans le cas de la chasse au Nunavut. Le groupe d'experts recommande d'examiner la possibilité d'obtenir un échantillon scientifique régulier de cette chasse.

L'ensemble de ces suggestions sous-entend que toute nouvelle stratégie de gestion adoptée pour la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest devrait être solidement fondée sur une approche d'analyse des risques, tel que recommandé par le groupe de travail du CIEM/OPANO sur le phoque du Groenland et le phoque à capuchon (ICES, 2000) et par Winters et Miller (2001). La gestion du phoque du Groenland serait alors harmonisée avec l'approche adoptée pour nombre des stocks de poisson sur lesquels l'OPANO et le CIEM fournissent des conseils de gestion. Le groupe d'experts n'a pas tenté d'établir une procédure de gestion de ce genre étant donné le temps et l'expertise en programmation limités à sa disposition. Cependant, il recommande au MPO de commander de toute urgence une étude pour établir une série générique de règles de contrôle et de points de référence qui pourraient être appliqués à l'un ou l'autre des scénarios de gestion décrits ci-après. L'expérience acquise au cours de l'élaboration de la procédure révisée de gestion de la Commission internationale sur la chasse à la baleine (Cooke, 1995), du concept de RBP qui fait partie de la loi américaine sur la protection des mammifères marins (voir Wade, 1998) et d'autres études connexes (p. ex., Milner-Gulland *et al.*, 2001) pourrait être mise à profit pour élaborer une telle procédure de gestion relativement rapidement et peut-être avant le début de la chasse au phoque de 2002.

5.2. Scénarios de gestion du phoque du Groenland

5.2.1 Maintien du statu quo

Dans ce scénario, le troupeau de phoques du Groenland est géré de la même façon qu'il l'a été jusqu'à la saison 2001. En d'autres mots, le TAC est établi comme étant la production de remplacement calculée, en déduisant les prises anticipées au Nunavut et au Groenland, les prises accessoires dans la pêche à la lompe et les pêches au filet maillant des É.-U., et les animaux touchés et perdus lors des différentes chasses.

Le groupe d'experts ne comprend pas bien l'objectif de cette stratégie de gestion. Le plan de gestion du phoque de 2001 (DFO, 2001a) indique simplement que l'objectif visé est une chasse gérée de façon durable et à long terme. Cependant, cette approche est plutôt différente de l'approche de précaution utilisée dans l'établissement des TAC pour les stocks de poisson du Canada atlantique, dans laquelle un des objectifs de gestion est une faible probabilité de fléchissement du stock. Dans le cas du TAC pour les phoques du Groenland, la probabilité d'une baisse de la population de phoques est plutôt forte (environ 50 %) si le TAC est prélevé au complet chaque année.

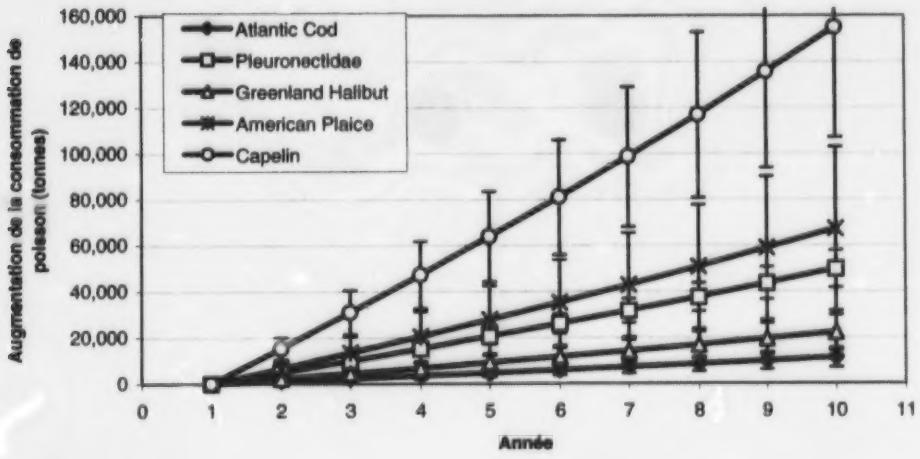
En pratique, le TAC n'a pas été prélevé au complet chaque année. La récolte réelle dépend principalement des forces du marché (en particulier le prix des peaux), de la condition des glaces et, historiquement, de la nature et de la taille des subventions. Par conséquent, à l'exception de 1998, les prises réelles ont été considérablement inférieures au TAC. Naturellement, les prises réelles ne devraient jamais dépasser un TAC correctement appliqué,

aussi la prévision est-elle la suivante : les ponctions annuelles moyennes réparties sur la période entre deux relevés seront inférieures à la production de remplacement. Par conséquent, la probabilité d'une baisse de la population totale entre les relevés est inférieure à 50 %. Nous nous attendrions alors à une hausse graduelle du nombre de phoques dans ce scénario; il faudrait toutefois une décennie avant que toute augmentation ne soit reflétée par une hausse importante de la production de petits observée. Cependant, cette prédiction est affectée par les incertitudes associées aux changements futurs dans les taux de gestation, l'effet de mortalité massive par les petits lorsque la condition des glaces est mauvaise, et les incertitudes entourant les tendances futures dans la chasse au Groenland et le marché pour les produits du phoque.

Les coûts et les avantages prévus pour les intervenants sont illustrés au **tableau 5.1**. Il est impossible de calculer les changements probables dans la consommation de morue, de flétan noir et de plie canadienne dans ce scénario en raison des incertitudes entourant des facteurs susceptibles d'influer sur la taille de la population des phoques. Cependant, la **figure 5.1** illustre le changement dans la consommation de morue franche, de flétan noir, de plie canadienne et de capelan qui résulterait d'une hausse annuelle de 3 % des populations de phoque. Le taux réel d'accroissement dans ce scénario est probablement inférieur à 3 %.

Tableau 5.1. Coûts et avantages pour les intervenants prévus dans un scénario de maintien du statu quo.

Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	Aucun		TAC relativement stable entre les relevés. Augmentation probable du TAC après 10 ans.	Faible Modérée
Pêches benthiques	Consommation de morue, de flétan noir et de plie canadienne susceptible d'augmenter. Consommation de capelan susceptible d'augmenter. Mortalité chez la morue, le flétan noir et la plie canadienne susceptible d'augmenter.	Modérée Faible Forte	Aucun	
MPO	Aucun, en sus des coûts actuels.		Aucun	



Atlantic Cod = Morue franche
Pleuronectidae = Pleuronectidés
Greenland Halibut = Flétan noir
American Plaice = Plie canadienne
Capelin = Capelan

Figure 5.1. Changements calculés dans la consommation de morue franche, de capelan, de flétan noir, de plie canadienne et d'autres poissons plats (pleuronectidés) dans 2J3KL à la suite d'une hausse annuelle de 3 % de la population de phoques du Groenland. Il s'agit du taux d'accroissement prévu si les TAC pour les phoques sont établis en fonction du critère du RBP dans la loi américaine sur la protection des mammifères marins. Toutes les valeurs sont illustrées avec ± un écart type.

5.2.2. Récolte régie par les forces du marché

Dans ce scénario, les forces du marché, plutôt que le TAC annuel, servent à établir la taille des prises pour une année donnée, pour autant que la population ne chute pas sous un certain point (ou points) de référence. L'objectif serait de permettre aux chasseurs de phoques professionnels de maximiser leur revenu net, tout en assurant que ce revenu sera durable. Cette approche faciliterait le développement ordonné de l'industrie de la chasse au phoque. Ses effets sur les stocks de poissons benthiques dépendront du taux d'actualisation appliqué par les chasseurs de phoques aux revenus futurs et à la demande pour les produits du phoque sur le marché.

Il serait prudent de n'émettre des permis qu'aux chasseurs de phoques professionnels dans ce scénario et d'en limiter le nombre total afin d'empêcher le développement d'une surcapacité dans l'industrie de la chasse au phoque. Nous ne croyons pas qu'un très grand nombre de phoques seront capturés immédiatement dans ce scénario, parce qu'il en résulterait un cycle « d'expansion et de ralentissement ». Des prises importantes qui épuisent sérieusement la population seraient susceptibles d'entraîner une réduction des prix des peaux, en raison de la surabondance de l'offre, puis suivrait une période où la chasse au phoque devrait être entièrement fermée pour permettre à la population de se rétablir. Même s'il est possible de trouver un marché important pour les produits du phoque (comme les gélules d'huile de phoque) qui soit moins volatil que celui pour les

fourrures, le risque de fermeture complète périodique (et la perte totale potentielle d'un marché patiemment établi) devrait faire en sorte que la population de phoques demeure normalement bien au-dessus du point de référence limite.

S'il est possible d'établir des points de référence limites et des règles de contrôle qui conviennent pour ce scénario, nous ne prévoyons pas d'augmentation immédiate dans les niveaux moyens de captures parce que, d'après l'évolution de la taille de la population de phoques du Groenland, la production de remplacement a augmenté de façon soutenue avec la taille de la population (**figure 2.2**). Ainsi, toute augmentation exceptionnelle des prises actuelles aurait un effet défavorable important sur les captures futures. L'industrie de la chasse au

Tableau 5.2. Coûts et avantages pour les intervenants prévus dans un scénario de récolte régie par les forces du marché avec un faible taux d'actualisation.

Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	Nécessité de déterminer des niveaux acceptables de prises chaque année.		Capacité d'ajuster la taille, l'âge et la structure par genre des prises de sorte que l'offre de produits du phoque correspond le mieux à la demande. Hausse annuelle attendue du revenu par tête.	 Modérée
Pêches benthiques	Consommation de morue, de flétan noir et de plie canadienne susceptible d'augmenter. Consommation de capelan susceptible d'augmenter. Mortalité chez la morue, le flétan noir et la plie canadienne susceptible d'augmenter.	Modérée Faible Élevée	Aucun	
MPO	Hausse possible des coûts de surveillance. Coût de développement d'une gestion basée sur un niveau de risque approprié.		Diminution des coûts de recherche et d'administration associés à l'établissement et à l'application des TAC.	

phoque pourrait même être disposée à échanger une réduction temporaire dans les prises annuelles pour une hausse des prises à l'avenir, mais sa diligence à le faire dépendra du taux d'actualisation qui est appliqué à la valeur de ces prises futures. Les coûts et les avantages probables pour les

intervenants dans ce scénario avec un faible taux d'actualisation sont illustrés au **tableau 5.2**. Étant donné la volatilité actuelle du marché, nous prévoyons que le taux d'actualisation demeurera élevé et qu'une réduction volontaire sur une grande échelle dans les prises annuelles est improbable. En effet, si un taux d'actualisation très élevé est appliqué, il peut être dans l'intérêt des chasseurs de phoques de récolter le plus grand nombre de phoques que le marché est prêt à absorber, auquel cas des prises importantes seront récoltées et la population de phoques fléchira vers le point de référence limite. Les coûts et les avantages probables dans ce scénario sont illustrés au **tableau 5.3**. Dans le cas de taux d'actualisation faibles, les coûts et les avantages pour les intervenants autres que les chasseurs de phoque seront semblables à ceux observés dans les scénarios de maintien du statu quo (**5.2.1**) et de stabilisation de la prédation (**5.2.3**). Cependant, les avantages pour les chasseurs de phoques seront plus élevés parce que ces derniers pourront, par exemple, capturer un plus grand nombre de phoques que celui qui serait autrement autorisé dans ces deux scénarios pendant les années où les prix des peaux sont élevés.

Tableau 5.3. Coûts et avantages pour les intervenants prévus dans le scénario de récolte régie par les forces du marché avec un taux d'actualisation élevé.

Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	Nécessité de déterminer des niveaux acceptables de prises chaque année. Fermeture temporaire de la chasse (c.-à-d. zéro TAC) étant donné que la population de phoques s'approche du point de référence limite.	Faible	Capacité d'ajuster la taille, l'âge et la structure par genre des prises de sorte que l'offre de produits du phoque correspond le mieux à la demande du marché et aux avantages futurs anticipés. Hausse du revenu total par tête.	Faible
Pêches benthiques			Consommation de morue, de flétan noir et de plie canadienne susceptible de diminuer. Consommation de capelan susceptible de diminuer. Mortalité chez la morue, le flétan noir et la plie canadienne susceptible de diminuer.	Élevée Modérée Élevée
MPO	Hausse possible des coûts de surveillance. Coût de développement d'une gestion basée sur un niveau de risque approprié.		Réduction des coûts de la recherche et de l'administration associés à l'établissement et à l'application des TAC.	

5.2.3. Gestion faisant appel au critère du retrait biologique potentiel (RBP) énoncé dans la loi américaine sur la protection des mammifères marins.

Tel que mentionné en **5.1**, l'application de la loi américaine sur la protection des mammifères marins sous-entend une procédure de gestion basée sur des règles de contrôle et un point de référence limite. Bien que celle-ci soit effectivement utilisée pour régir les prises accidentelles de mammifères marins dans les pêches commerciales américaines, un certain nombre d'auteurs (Johnston *et al.*, 2000; ICES, 2000; Winters et Miller, 2001) ont constaté qu'elle pouvait être utilisée pour établir les TAC pour la chasse commerciale au phoque. Le point de référence limite choisi est la taille de la population à laquelle la productivité nette est maximale. Cependant, il est difficile d'estimer une valeur pour ce point de référence dans le cas de la plupart des populations de mammifères marins. Bien que l'objectif de la loi est d'éliminer tous les cas de mortalité chez les mammifères marins attribuables aux humains, hormis la chasse de subsistance des Autochtones, les priorités pour la réduction de la mortalité sont établies en calculant le nombre d'animaux qui peut être retiré d'une population pour autant que le risque d'une baisse de la population sous le point de référence limite soit inférieur à 5 %. Ce chiffre est connu sous le nom de retrait biologique potentiel (RBP). Des simulations par ordinateur poussées, décrites dans Wade (1998), ont été utilisées pour établir la formule suivante, qui sert à calculer le RBP pour une population :

$$RBP = N_{MIN} \cdot R_{MAX} \cdot F_R/2$$

où N_{MIN} est une estimation de la population minimale (généralement le 20e percentiles du bas de la distribution de l'estimation de la population), R_{MAX} est le taux maximum d'accroissement de la population (souvent établi par défaut à 0,12 pour les phoques) et F_R est un facteur de correction qui dépend de ce que la population se trouve ou non sous le point de référence limite.

Johnston *et al.* (2000), Lavigne et Johnston (2001) et le US National Marine Fisheries Service (USNMFS, 2001) ont calculé les valeurs du RBP pour la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest. Les valeurs obtenues en supposant que la population se trouve au-dessus du point de référence limite (c.-à-d.; avec $F_R = 1,0$) et en utilisant les plus récentes estimations de la population ont varié de 201 000 (Lavigne et Johnston, 2001) à 312 000 (USNMFS, 2001). Toutes ces estimations sont considérablement inférieures aux niveaux actuels de ponctions dans la population (TAC dans le golfe et sur le front, plus les captures estimées au Nunavut et au Groenland). Cependant, la formule du RBP suppose que les animaux sont pris au hasard dans la population. Les captures actuelles sont en fait composées d'environ 70 % de jeunes de l'année et de 30 % d'animaux de plus d'un an (Healey et Stenson, 2000).

Il est relativement facile de calculer une approximation du RBP pour une chasse avec la structure par âge actuelle. Comme le RBP est une approche prudente, une population ainsi gérée devrait, en moyenne, augmenter dans le temps. En fait, avec les valeurs de RBP calculées par Lavigne et Johnston (2001) et l'USNMFS (2001), la population devrait s'accroître d'environ 3 % par année, si les taux de gestation observés dans les années 1990 continuent de s'appliquer. Nous devons calculer un RBP pour les retraits qui ont une structure par âge semblable à la chasse actuelle. Cette structure par âge variera évidemment selon l'ampleur relative des chasses au Groenland et au Canada. Si les captures groenlandaises demeurent au niveau actuel d'environ 90 000 bêtes, il faudrait réduire les TAC dans le golfe et sur le front jusqu'à environ 135 000 animaux pour avoir le

même effet sur la population que les valeurs de RBP notées ci-dessus. Cependant, si le nombre de phoques capturés au Groenland pouvait être réduit à 50 000 bêtes, un TAC dans le golfe et sur le front d'environ 250 000 animaux aurait le même effet sur la population. Comme ces TAC permettraient probablement à la population de phoques de progresser, la valeur du RBP et, par conséquent, du TAC augmentera probablement après environ 10 ans. Les hausses dans la prédation qui sont calculées à la suite d'une augmentation annuelle de 3 % de la population de phoques sont illustrées à la **figure 5.1**. Selon les calculs, la consommation annuelle de morue franche augmenterait de 4,7 kt après cinq ans. Environ la moitié de ces proies (c.-à-d., 2,3 kt) seraient âgées de plus de 3 ans, si l'on utilise la proportion de morue dans ces classes d'âge consommée par les phoques du Groenland se nourrissant dans les eaux côtières qui a été estimée par Lilly *et al.* (1999, tableau 39). À noter, cependant, l'importance (37 %) du coefficient de variation pour la consommation calculée lorsque les incertitudes décrites en **5.1.1.** sont prises en compte.

Tableau 5.4. Coûts et avantages prévus de la gestion du troupeau de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest selon la formule de RBP énoncée dans la loi américaine sur la protection des mammifères marins.

Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	Réduction du TAC pendant 10-15 ans.	Aucune	TAC stables entre les relevés. Augmentation probable du TAC après 10-15 ans.	Aucune Faible
Pêches benthiques	Hausse de la consommation de poissons benthiques et de capelan.	Moyenne	Aucun	
MPO	Nécessité de négocier un accord avec le Groenland quant à l'établissement de TAC conjoints.		Établissement de TAC simplifiés (calcul uniquement nécessaire l'année du relevé).	Aucune

5.2.4. Récolte régie de manière à stabiliser la prédation

L'objectif de ce scénario est de stabiliser la population de phoques du Groenland à son niveau actuel pour empêcher une augmentation de la prédation. Il s'agit alors d'établir le TAC au niveau de la production de remplacement et de s'assurer que tout déficit dans les prises réelles soit comblé par l'abattage d'animaux supplémentaires après la fermeture de la chasse commerciale. Une façon d'y arriver consisterait à rémunérer des chasseurs de phoques canadiens pour qu'ils capturent des phoques adultes regroupés pour la mue après la saison de la chasse. Ces phoques ne seraient pas récupérés mais éliminés en mer. Le nombre réel d'animaux à prélever de cette façon devrait être calculé avec soin chaque année, étant donné que la structure par âge des animaux retirés serait plutôt différente de celle des prises commerciales et que cela influera sur la production de remplacement.

L'efficacité de cette forme de gestion dépendra de ce qui est considéré comme un risque acceptable d'atteindre les objectifs énoncés. En raison des incertitudes entourant la taille actuelle de la population de phoques du Groenland, il y a une probabilité de 50 % que la véritable production de remplacement soit en fait supérieure à la valeur calculée. Par conséquent, il y a une probabilité de 50 % que le nombre de phoques et, par conséquent, le nombre de poisson consommé, augmenteront en fait d'année en année. Si ce risque d'augmentation de la consommation de poisson était considéré comme inacceptable, le TAC pourrait être établi au-dessus de la meilleure estimation de la production de remplacement. Par exemple, il pourrait être fixé aux 95 % supérieurs de la distribution des productions de remplacement calculées illustrées à la figure 6 dans

Healey et Stenson (2000). Si cette stratégie est appliquée, il y a une probabilité de 5 % seulement d'une hausse de la consommation de poisson (sous réserve de l'ensemble des suppositions décrites en **5.1**), mais une forte probabilité que les ponctions de phoques dépasseront la production de remplacement et que la population de phoques du Groenland fléchira. Cependant, il faudra de nombreuses années avant que cette diminution ne soit détectée lors des relevés des phoques. Une fois cette baisse constatée, les chasseurs de phoques canadiens devront subir une coupure considérable du TAC.

Les coûts et les avantages prédits pour les intervenants selon les scénarios dans lesquels un risque de 50 % et de 5 % d'augmentation de la prédation est considéré comme acceptable sont résumés dans les **tableaux 5.5** et **5.6**. On pourrait penser que le MPO pourrait en tirer un certain avantage sur le plan scientifique et réduire ses coûts grâce à la collecte d'échantillons servant à l'analyse du régime alimentaire, de la structure par âge et du taux de gestation chez les animaux regroupés en train de muer. Cependant, ces avantages sont probablement faibles parce que les animaux en train de muer ne se nourrissent pas et que, par conséquent, leur estomac sera vide, et qu'il est impossible de déterminer de façon fiable si des animaux en train de muer sont gravides. En outre, il est reconnu que la structure par âge des groupes en train de muer varie considérablement d'une année à l'autre. Il serait toutefois possible de déduire certains renseignements sur le régime alimentaire à partir des profils d'acides gras de ces animaux.

Tableau 5.5. Coûts et avantages pour les intervenants prédits dans un scénario où le risque d'augmentation de la prédation est de 50 %.

Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	Réduction possible du TAC après 10-15 ans.	~50 %	TAC stable entre les relevés.	Modérée (en raison de l'incertitude liée aux prises groenlandaises)
Pêches benthiques	Consommation accrue de poissons benthiques et de capelan.	~50 %	Consommation diminuée de poissons benthiques et de capelan.	~50 %
MPO	Coût d'abattage des animaux en train de muer.	Aucune	Amélioration de l'information sur le régime alimentaire à partir des échantillons prélevés chez les animaux en mue.	Faible

Tableau 5.6. Coûts et avantages pour les intervenants prédits dans un scénario où le risque d'augmentation de la prédation est de 5 %.

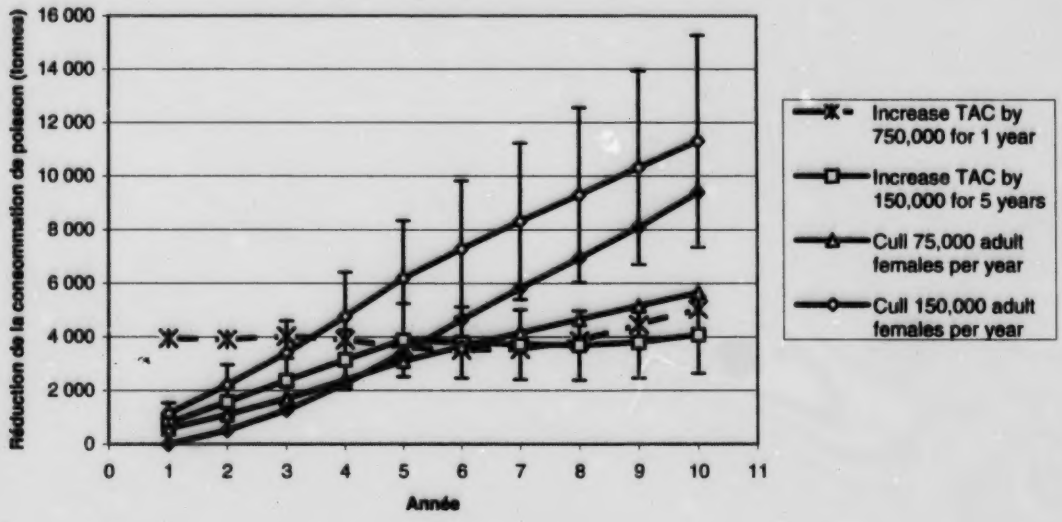
Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	TAC réduit après 10-15 ans.	Faible	TAC stable entre les relevés.	Modérée (en raison de l'incertitude entourant les prises groenlandaises)
Pêches benthiques	Aucun.		Consommation diminuée de poissons benthiques et de capelan.	Faible
MPO	Coût d'abattage des animaux en train de muer.	Aucune	Amélioration de l'information sur le régime alimentaire à partir des échantillons prélevés chez les animaux en mue.	Faible

5.2.5. Gestion afin de réduire la population de phoques d'une quantité déterminée au préalable

Dans ce scénario, l'objectif consiste à réduire la prédation exercée par les phoques, dans l'espoir de diminuer la mortalité globale et d'accélérer le rétablissement des stocks des poisson de fond, comme la morue du Nord, qui sont gravement épuisés. Comme l'ont fait remarquer Winters et Miller (2001), un tel scénario est effectivement une forme de gestion expérimentale. Cependant, il s'agit d'une expérience sans témoin ni répétition. Il sera par conséquent impossible d'évaluer si elle a été une réussite ou non, sauf en termes de réduction véritable de la population de phoques. Cette méthode devrait plutôt être envisagée comme une aventure spéculative à haut risque dont les avantages futurs potentiels sont considérés par le gouvernement comme étant plus importants que les coûts.

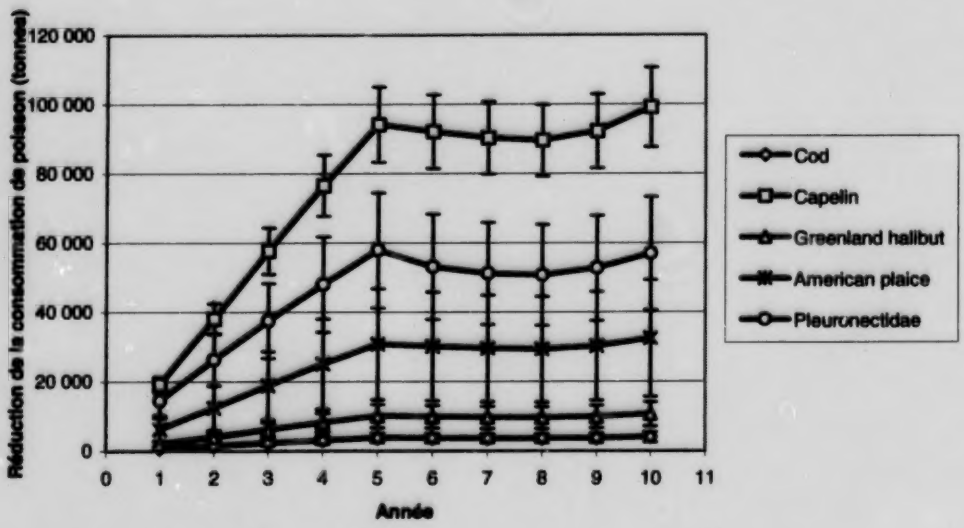
Nous envisageons trois façons d'obtenir une réduction de la population de phoques : une augmentation du total autorisé de captures commerciales pour une période limitée (voir, par exemple, Stenson et Healey, 1999) avec un abattage sélectif supplémentaire des jeunes animaux si ce TAC n'est pas pris au complet; une série d'abattages sélectifs de femelles adultes regroupées pour la mue (tel que recommandé par Winters et Miller, 2001); et la stérilisation d'un nombre important de femelles adultes par immunocontraception. Les **figures 5.2** et **5.3** illustrent les changements dans la consommation de poisson qui, selon les calculs, devraient se produire si le TAC est augmenté de 150 000 pendant cinq ans (nous avons supposé que tous ces animaux supplémentaires sont des jeunes de l'année), si 75 000 ou 150 000 femelles adultes sont détruites

sélectivement chaque année pendant la même période et si 150 000 femelles adultes sont stérilisées chaque année. Ces chiffres montrent également l'effet calculé de la capture de 750 000 autres petits en un an. Si ce régime pouvait être appliqué, il retirerait de façon efficace la production de petits d'une année au complet. Il est improbable que cela soit pratique, mais nous l'avons inclus afin d'illustrer l'effet de l'élimination d'un total de 750 000 petits en moins de cinq ans.



Increase TAC by 750,000 for 1 year = Augmentation du TAC de 750 000 pendant un an
Increase TAC by 150,000 for 5 years = Augmentation du TAC de 150 000 pendant cinq ans
Cull 75,000 adult females per year = Abattage sélectif de 75 000 femelles adultes par année
Cull 150,000 adult females per year = Abattage sélectif de 150 000 femelles adultes par année
Sterilize 150,000 adult females per year = Stérilisation de 150 000 femelles adultes par année

Figure 5.2. Effets calculés d'un certain nombre de méthodes différentes de réduction de la population sur la quantité de morue franche consommée par les phoques du Groenland dans 2J3KL. Les réductions obtenues à la suite d'un abattage sélectif annuel de 150 000 femelles adultes et d'une hausse du TAC annuel de 150 000 phoques (soi-disant tous des petits) sont illustrées avec ± un écart type.



Cod = Morue
Greenland halibut = Flétan noir
Pleuronectidae = Pleuronectidés
Capelin = Capelan
American plaice = Plie canadienne

Figure 5.3. Effets calculés de l'augmentation du TAC pour les phoques de 150 000 animaux (soi-disant tous des petits) pendant 5 ans sur la consommation de morue franche, de capelan, de flétan noir, de plie canadienne et d'autres poissons plats (pleuronectidés) par les phoques du Groenland dans 2J3KL. Les valeurs sont illustrées avec ± un écart type.

Nombre des chasseurs de phoques que le groupe d'experts a rencontré ont indiqué qu'ils seraient réticents à capturer plus de phoques que le TAC actuel par crainte d'inonder le marché et de réduire le prix des peaux. Il est par conséquent probable qu'un TAC plus élevé ne serait pas capturé au complet chaque année et qu'il faudrait procéder à un abattage sélectif important pour arriver à ce nombre. Un programme de stérilisation peut miner le marché des gélules d'huile de phoque et de certains autres produits du phoque en raison des craintes des consommateurs.

Quatre des cinq régimes (hausse des TAC, abattage sélectif de 75 000 femelles et stérilisation de 150 000 femelles) ont un effet très semblable après cinq ans, avec l'abattage de 375 000 à 750 000 phoques. Au terme de cette période, la consommation annuelle de morue franche devrait selon les calculs avoir diminué de 3,1-3,9 kt. En utilisant la proportion de morue de trois ans dans la nourriture des phoques du Groenland dans les eaux côtières entre 1987 et 1995 d'après l'estimation de Lilly *et al.* (1999, tableau 39), cela représenterait environ 1,5-1,9 kt de poisson exploitable à l'échelle commerciale. En comparaison, l'établissement d'un TAC égal à zéro pour la morue franche dans 2J3KL en 2000 aurait pour sa part entraîné une réduction d'environ 4 kt. Cependant, un niveau d'incertitude élevé est associé au calcul de la réduction de la quantité de morue franche mangée par les phoques à la suite d'un abattage sélectif (coefficient de variation de 35 %). L'abattage de 150 000 femelles par année résulterait naturellement en une plus grande réduction calculée de la consommation de morue franche de 6,2 kt, également avec un coefficient de

variation de 35 %. Nous n'avons pas tenté de prendre en compte le fait que certaines des morues d'âges 0, 1 et 2 échappant à la prédation en raison des abattages sélectifs constituent des recrues pour la pêche commerciale des années plus tard. Un tel calcul nécessite une estimation du taux de mortalité chez les morues juvéniles dans 2J3KL, mais aucune n'est disponible pour le moment. Winters et Miller (2001) ont tenté de faire ce calcul, mais ont dû utiliser une estimation de la mortalité juvénile chez la morue de la Mer du Nord qui pourrait ne pas s'appliquer à 2J3KL.

Les calculs précédents sont basés sur la supposition que la production de remplacement du phoque du Groenland sera recalculée chaque année afin de prendre en compte le nombre de phoques déjà détruits, laquelle valeur servira à calculer un TAC « normal » pour les phoques. Le nombre de phoques à abattre sera alors ajouté à cette valeur. Par contre, si ce TAC « normal » est maintenu au niveau actuel de 275 000 bêtes, le nombre de phoques capturés dans ce volet de la chasse pourrait très bien dépasser la production de remplacement. Par conséquent, la population de phoques du Groenland et, de là, sa consommation de poisson fléchiront d'une quantité plus importante que ne le suggèrent nos calculs.

L'extrapolation de la réduction calculée dans les ponctions afin d'estimer l'avantage potentiel pour les pêches de poisson de fond nécessite un grand nombre de suppositions, notamment sur la façon dont les autres prédateurs de morues franches jeunes et adultes, incluant les phoques du Groenland survivants, réagiront aux changements dans l'abondance de la morue et comment les effets de la prédation modifiée sur d'autres espèces-proies se répercuteront à l'échelle de l'écosystème. Ces suppositions sont discutées de manière extensive au chapitre **4**. Winters et Miller (2001) ont passé outre à certaines de ces suppositions en calculant l'effet possible de l'élimination de la population entière de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest à un moment donné dans les années 1980. Ils ont conclu qu'il en résulterait une hausse du rendement de la pêche à la morue de 150 kt. Cependant, leur calcul ne tient pas compte d'aucun des facteurs d'incertitude décrits en **4.6.3**, **4.11.6** et **5.4.1**, il s'appuie sur un certain nombre de suppositions très spécifiques quant à la mortalité des morues juvéniles et n'est uniquement valide que si tous les phoques du Groenland sont éliminés instantanément de l'Atlantique Nord-Ouest.

Parmi les autres avantages potentiels de ce scénario, mentionnons une réduction du risque de forte prédation par les phoques sur les bancs de morue passant l'hiver dans les eaux côtières et une plus grande probabilité que les stocks de morue du Nord se rétabliront à des niveaux entièrement exploitables (exprimés comme une biomasse de reproducteurs de 200-400 kt par Lilly *et al.*, 2001) à l'intérieur d'un horizon particulier. De grandes incertitudes sont associées au deuxième de ces avantages. La récupération de la morue du Nord ne sera possible qu'à l'apparition d'un certain nombre d'importantes classes d'âge et de leur recrutement au stock de reproducteurs. L'effectif des phoques n'est pas susceptible d'avoir un effet important sur la probabilité de survenue du premier de ces événements, mais pourrait influer sur la probabilité qu'à leur apparition, ces classes d'âge recruteront à la population de reproducteurs. En d'autres mots, une classe d'âge très forte sera en mesure de s'échapper de n'importe quelle fosse aux prédateurs, mais une classe d'âge modérée pourrait ne pas réussir. Cependant, la plupart des abattages décrits précédemment ne réduiront que d'environ 10 % la quantité de morue consommée par les phoques du Groenland. Des abattages plus importants pourraient être nécessaires si l'objectif visé est de « sortir » la morue d'une telle fosse aux prédateurs.

Les risques pour les bancs de morue côtière dépendront du comportement des phoques survivants. Si ces derniers passent plus de temps dans les eaux côtières que les phoques étiquetés pour le repérage par satellite qui servent de base aux calculs actuels de la consommation de poisson, alors les risques pourraient rester les mêmes que pour le *statu quo*. S'ils y passent moins de temps, les risques seront moindres.

Les coûts engendrés dans ce scénario sont principalement assumés par l'industrie de la chasse au phoque et le MPO. Malgré une hausse initiale des débarquements de phoques, son effet sur le revenu dépendra de la réaction du marché à l'augmentation de l'offre de peaux de phoque. Si l'on se fie à l'expérience passée, les prix chuteront probablement. Une fois atteinte la réduction visée du nombre de phoques, les TAC pour les phoques devront être considérablement abaissés. La taille véritable de ces TAC dépendra de celle des captures groenlandaises à ce moment-là. Les calculs de Stenson et Healey (1999) portent à croire qu'avec des prises groenlandaises de 90 000 bêtes, le TAC pour le golfe et sur le front avoisinerait 13 000 bêtes si la population de phoques était réduite à 3 millions, et environ 95 000 si elle diminuait à 4 millions. Si les prises groenlandaises sont supérieures, il pourrait être impossible d'établir un TAC.

Tableau 5.7. Coûts et avantages pour les intervenants prévus dans le cas d'un scénario de réduction des populations de phoques.

Intervenant	Coûts	Incertitude	Avantages	Incertitude
Chasseurs de phoques	Forte diminution du TAC après 5-10 ans.	Faible	Augmentation des prises pendant 5 ans. Augmentation du revenu net.	Faible Modérée (tributaire de la demande sur le marché)
Pêches benthiques	Aucun		Consommation de morue, de flétan noir et de plie canadienne susceptible de diminuer. Consommation de capelan susceptible de diminuer. Mortalité chez la morue, le flétan noir et la plie canadienne susceptible de diminuer.	Coefficient de variation modéré (33-52 %) Coefficient de variation faible (12 %) Élevée
MPO	Coût des abattages nécessaires. Hausse possible des coûts de surveillance. Coût de développement d'une gestion basée sur un niveau de risque approprié.		Aucun	

5.2.6. Zones d'exclusion de phoques et autres mesures locales

Tel que noté en **5.2.5**, toute diminution du risque pour les bancs de morue côtière qui résulte d'une réduction à grande échelle des populations de phoques dépendra de la quantité de temps que les phoques survivants choisissent de passer dans les eaux côtières. À cause de ce facteur et des grandes incertitudes quant aux effets sur le rétablissement de la morue du Nord associés à ce scénario, nous avons envisagé un autre scénario basé sur un plus grand nombre de phoques du Groenland tués dans les eaux côtières. Les données recueillies par les émetteurs de satellite (Stenson et Sjare, 1998; Stenson et Perry, 2001) et une comparaison des profils des acides gras des phoques échantillonnés dans les eaux côtières avec ceux d'animaux échantillonnés dans les eaux hauturières (Lassner, 1996) portent à croire que les phoques du Groenland ne se déplacent pas souvent entre les eaux côtières et hauturières. Ils semblent plutôt passer des périodes prolongées à un endroit ou à un autre. Si c'est le cas, l'abattage sélectif de phoques dans les eaux côtières pourrait alors avoir un effet plus prévisible sur la prédation exercée sur la morue côtière que ne l'aurait une forte augmentation du TAC pour les phoques.

Le groupe d'experts n'a pas élaboré de scénario précis pour cette approche et n'a pas, en conséquence, effectué d'analyse coûts-avantages. Il pourrait y avoir différentes façons d'appliquer cette approche : soit autoriser les chasseurs de phoques actuellement à l'emploi du MPO pour recueillir les échantillons aux fins de l'analyse du régime alimentaire des phoques dans les eaux côtières à tuer tout phoque aperçu à proximité des bancs de morue, ou aller jusqu'à tuer les phoques du Groenland en les capturant au filet dans les eaux longeant la côte est de Terre-Neuve et la côte nord du golfe. Cette dernière méthode est probablement la seule façon de tuer un grand nombre de phoques dans les eaux côtières parce que ceux-ci passent très peu de temps sur les glaces à cet endroit. Cependant, il ne faudrait pas oublier que la pêche au filet a été originalement abandonnée à la suite de la recommandation de la Commission royale sur les phoques et la chasse au phoque (Malouf, 1986) à cause des souffrances qu'elle infligeait aux phoques.

Le CCRH a recommandé l'établissement de zones d'exclusion de phoques dans les eaux côtières où d'importants bancs de morue franche passent l'hiver (FRCC, 2001), une démarche semblable au premier mode d'application susmentionné. Le groupe d'experts considère que cette approche n'est pratique que dans les lieux côtiers ressemblant à des fjords, comme le détroit de Smith dans l'est de Terre-Neuve, où il est facile d'observer la présence des phoques de façon localisée. Les avantages ne peuvent pas être quantifiés avec l'information actuellement disponible. Cependant, un essai mené avec des collecteurs de phoques expérimentés du MPO permettrait d'évaluer la faisabilité d'établir des zones d'exclusion de phoques et fournirait de l'information supplémentaire sur le régime alimentaire de ces animaux (en particulier s'il est possible d'obtenir des profils d'acides gras de leur graisse). Tout essai de ce genre devrait être considéré comme une expérience scientifique, avec un nombre approprié de répétitions et la surveillance de régions témoins d'où les phoques ne sont pas exclus.

5.3. Scénarios de gestion du phoque à capuchon

L'absence d'estimations fiables de la taille actuelle de la population de phoques à capuchon de l'Atlantique Nord-Ouest ou des taux de mortalité naturelle dans cette population nous empêche de donner un quelconque avis sur sa gestion. Tel que noté dans la section **2.6.2**, la production de remplacement en 1990 pour cette population était probablement de l'ordre de 12 000 à 57 000 bêtes. Des ponctions annuelles moyennes, prenant en compte les animaux touchés et perdus, s'établissent en moyenne autour de 23 000 bêtes depuis 1993 et peuvent, par conséquent, avoir dépassé la production de remplacement.

Une nouvelle analyse du contenu stomacal des phoques à capuchon commandée par le groupe d'experts a révélé que la morue franche peut constituer un pourcentage plus élevé (24 plutôt que 10 %) de leur régime alimentaire dans les eaux hauturières que l'estimation antérieure. L'application de ce pourcentage révisé aux chiffres du tableau 8 de Hammill et Stenson (2000) porte à croire que les phoques à capuchon consommeraient trois fois plus de morue franche que les phoques du Groenland dans 2J3KL (**4.11.5**). Si cette estimation est correcte, le phoque à capuchon est un prédateur beaucoup plus important des morues adultes dans les eaux hauturières de la plate-forme de Terre-Neuve-Labrador que ne l'est le phoque du Groenland. Aussi, l'abattage sélectif des phoques à capuchon aurait-elle un effet plus marqué sur le rétablissement des stocks de morue dans ces aires de gestion que l'abattage d'un nombre équivalent de phoques du Groenland. Cependant, on doit reconnaître que cette estimation est basée sur un très petit échantillon (seulement 40 estomacs prélevés chez des animaux dans les eaux hauturières où l'on estime que le phoque à capuchon passe 90 % de son temps) et sur la supposition que la population de phoques à capuchon s'est accrue de près de 5 % par année depuis le dernier relevé en 1990.

Sans une estimation nouvelle de la production de petits, il est impossible d'évaluer les coûts et les avantages de scénarios de gestion du même ordre que ceux décrits pour le phoque du Groenland en **5.2.** On doit toutefois reconnaître que les incertitudes associées aux résultats potentiels seront considérablement plus grandes que dans le cas du phoque du Groenland à cause de l'absence d'estimations fiables de la mortalité chez les phoques à capuchon adultes. Il faudra par conséquent supposer une gamme très étendue de valeurs plausibles pour ce paramètre.

L'Association canadienne des chasseurs de phoques a demandé au groupe d'experts d'examiner les effets d'une modification de l'actuelle définition de phoque à capuchon « à dos bleu » dans la réglementation sur la chasse au phoque (c.-à-d., soit un jeune phoque qui n'a pas encore mué son premier pelage). L'interdiction de capture de phoques du Groenland à pelage blanc et de phoques à capuchon à dos bleu a été introduite en réponse à l'interdiction de l'Union européenne d'importation de produits de « bébés » phoques (c.-à-d. des phoques qui sont encore soignés par leur mère). Les phoques à capuchon sont sevrés avant l'âge de dix jours, mais leur première mue n'a pas lieu avant l'âge de 15-16 mois. Par conséquent, une interdiction complète de capture de phoques à dos bleu constitue une protection nettement plus importante pour ces jeunes phoques que l'interdiction de capture de phoques du Groenland à pelage blanc. Le groupe d'experts croit

qu'il est possible de choisir une date d'ouverture appropriée pour la chasse au phoque à capuchon qui assurera qu'aucun « bébé » phoque à capuchon ne sera capturé, sans recourir à une interdiction complète de la chasse aux phoques à dos bleu. Cela serait très avantageux pour l'industrie de la chasse au phoque, étant donné que les peaux de phoque à dos bleu valent particulièrement cher.

On doit reconnaître qu'un tel changement dans la réglementation entraînerait presque certainement la capture complète du TAC pour les phoques à capuchon canadiens (établi à l'heure actuelle à 10 000 bêtes) chaque année. Tel que noté en **2.6.2**, on ne sait pas vraiment si ce TAC garantit que les prises totales dans cette population soient moindres que la production de remplacement, une fois pris en compte le plein effet de la chasse groenlandaise. Le simple fait de changer le règlement pourrait par conséquent causer une surexploitation de cette population, en particulier si des relevés aériens ne sont effectués que de façon irrégulière (comme cela a été le cas jusqu'à maintenant). Le groupe d'experts recommande donc de ne pas modifier la réglementation sur la chasse au phoque avant d'avoir terminé un nouveau relevé aérien de la production de petits chez les phoques à capuchon sur le front. Les résultats de ce relevé devraient servir à fournir une nouvelle estimation de la production de remplacement, et le TAC pour la chasse dans le golfe et sur le front devrait prendre en compte toutes les autres sources de mortalité de la même façon que le TAC pour les phoques du Groenland.

5.4. Scénarios de gestion du phoque gris

Dans cette section, nous envisageons la façon dont certains scénarios de gestion exposés en **5.2** pourraient s'appliquer au phoque gris. Les estimations actuelles du régime alimentaire des phoques gris, en particulier sur la plate-forme Scotian, sont très incertaines. Ces incertitudes sont multipliées lorsque les estimations de la consommation par les phoques sont utilisées comme intrants dans les modèles de la dynamique des stocks de morue franche. Tel que noté au chapitre **4**, il n'y a pas de consensus quant au rôle de la prédation par le phoque gris dans le rétablissement de l'un ou l'autre des stocks de morue franche dans les eaux canadiennes. Cette situation pourrait se régler quand des estimations du régime alimentaire du phoque gris établi à partir des profils d'acides gras seront rendues disponibles plus tard cette année. Cependant, avec l'information dont nous disposons actuellement, nous ne sommes pas en mesure de faire des prédictions sur les effets probables de changements dans l'effectif de phoques gris sur le rétablissement des stocks de morue franche ni sur les avantages potentiels pour les pêches benthiques d'une réduction gérée du nombre de phoques gris.

5.4.1. Maintien du statu quo

À l'heure actuelle, il n'y a pas de TAC pour les phoques gris, et seul un petit nombre de ces animaux sont capturés à l'échelle commerciale chaque année. Les prises peuvent être plus importantes si l'on peut trouver un marché pour les produits du phoque gris, mais toute augmentation est susceptible d'être faible dans un avenir rapproché. Le groupe d'experts prévoit donc que la population de phoques gris continuera de progresser dans ce scénario, bien que pas nécessairement au même rythme qu'au cours des 20 dernières années. La consommation totale de l'ensemble des poissons est alors susceptible d'augmenter.

5.4.2 Gestion afin de stabiliser la prédation

Tel que mentionné précédemment, la demande actuelle pour les produits du phoque gris est insuffisante pour soutenir une chasse commerciale qui prélèvera toute la production de remplacement de la population de l'Atlantique Nord-Ouest. Afin de stabiliser la population de phoques, il faudra que le MPO prenne lui-même des mesures. Les phoques gris sont difficiles à abattre en dehors de la saison de mise bas, et les mesures de gestion devront alors viser les colonies de reproduction. Comme le nombre de petits de phoque gris dans le golfe semble s'être stabilisé et même afficher une diminution, il est improbable que l'abattage sélectif de phoques dans cette région ait un effet notable sur la population. Aussi, l'île de Sable est le seul site où des mesures de gestion sont susceptibles d'être efficaces. Des essais expérimentaux ont révélé que l'abattage d'adultes sur l'île de Sable entraîne une exode en masse des animaux de la colonie (D. Bowen, MPO, comm. pers.), et qu'il est improbable que cette option soit pratique. La seule possibilité d'appliquer ce scénario consiste à recourir aux techniques d'immunocontraception chez les petits et les adultes ou à ouvrir la chasse commerciale aux petits de phoque gris sur l'île de Sable. R. Mohn (MPO, comm. pers.) a mis au point une feuille de calcul qui peut servir à calculer le nombre d'animaux à traiter de cette façon chaque année pour atteindre une population cible particulière dans un horizon précis. On doit reconnaître que l'immunocontraception a un effet à court terme plus faible sur la taille de la population et, par conséquent, sur la consommation de poisson (voir la **figure 5.2**) que l'abattage du même nombre d'animaux adultes.

5.4.3. Récolte régie par les forces du marché

Étant donné que la récolte actuelle est nettement inférieure à la production de remplacement, les implications de ce scénario sont identiques à celles décrites en **5.4.1**.

5.4.4. Gestion afin de réduire la population de phoques d'une quantité déterminée d'avance

Tel que noté dans l'introduction de ce chapitre, il n'y a aucun consensus scientifique quant aux effets du phoque gris sur le rétablissement des stocks de morue. Il est donc impossible de prédire avec quelque niveau de confiance que ce soit les conséquences de toute réduction précise de la taille de la population de phoques gris avec un certain niveau de confiance. Toutes les réserves émises au sujet des avantages probables d'une réduction de la population de phoques du Groenland qui sont notées en **5.2.5** s'appliquent avec encore plus de vigueur au phoque gris. Cependant, l'un des coûts associés à une réduction de la population de phoques du Groenland (une diminution du TAC pour les phoques) ne s'appliquera pas à ce scénario. Les aspects pratiques en cause dans l'application de ce scénario sont les mêmes que ceux associés au scénario décrit en **5.4.2**, bien que l'échelle d'opération requise soit considérablement plus grande.

5.4.5. Mesure de gestion locale

Le CCRH (F. Woodman, président du CCRH, *in litt*, voir l'**Annexe 3**) a suggéré d'établir à l'essai une zone d'exclusion du phoque gris à Sydney Bight, Île du Cap Breton, probablement parce qu'il s'agit du plus important lieu de terrissage de phoques gris de l'endroit. Cependant, la topographie y est très différente de, par exemple, celle du détroit de Smith à Terre-Neuve. Le groupe d'experts

doute qu'il soit possible d'y maintenir une zone d'exclusion de phoques, à cause de la probabilité d'un continuel renouvellement des phoques qui fréquentent l'endroit. Si le projet allait de l'avant, il devrait être mené de la même façon expérimentale que pour l'établissement de zones d'exclusion du phoque du Groenland à Terre-Neuve (**5.1.6**).

6. Orientations pour la recherche future

L'incapacité du groupe d'experts à présenter des recommandations fermes pour la gestion des phoques au Canada atlantique découle dans une large mesure de l'absence d'information sur certains sujets clés. En particulier, les estimations publiées des effectifs totaux de différentes espèces de poisson consommées par les phoques sont très incertaines à cause des renseignements trop imprécis sur le régime alimentaire des phoques et sur les effectifs de certaines espèces. Nombre des mémoires soumis au groupe d'experts par les intervenants ont porté sur l'impact perçu des phoques sur le rétablissement des stocks de poisson de fond. Le groupe d'experts a donc examiné l'information disponible sur l'état de ces stocks et sur leur taux de mortalité élevé. Pour cette raison, les recommandations de recherches du groupe d'experts vont au-delà de la recherche sur les phoques comme telle et incluent les facteurs qui affectent la biologie élémentaire des stocks de poisson de fond.

Le groupe d'experts ne présente pas de programme détaillé de recherche. Il souligne plutôt ce qu'il croit être les orientations les plus appropriées pour la recherche à l'avenir et insiste sur la nécessité d'accroître le financement pour dissiper les incertitudes empêchant une prise de décision stratégique éclairée.

6.1. Régime alimentaire des phoques

La consommation de poisson de fond et d'autres espèces de poisson par les phoques du Groenland, à capuchon et gris est une question primordiale. Les incertitudes associées aux estimations du régime alimentaire des phoques ont été détaillées au chapitre **4**. Les fonds actuellement accordés pour l'analyse du régime alimentaire des phoques sont tout à fait inadéquats, et l'absence d'un plan pluriannuel permanent de financement de telles recherches a nui à la conception et à l'exécution d'un programme d'échantillonnage valable sur le plan statistique. Il est important de reconnaître que cela est fondamental à la compréhension du rétablissement des stocks de poisson de fond. Les ressources allouées aux recherches sur les poissons de fond doivent être mises à contribution pour améliorer l'estimation de la consommation par les phoques au moyen de méthodes classiques, comme l'analyse du contenu stomacal et de techniques plus récentes, comme les profils des acides gras.

Tel qu'indiqué au chapitre **4**, la distribution de l'échantillonnage des estomacs ne reflète pas la distribution connue des phoques. Cela est des plus évidents quand les échantillons recueillis dans les eaux côtières et hauturières de Terre-Neuve sont comparés. La taille de l'échantillonnage dans les eaux côtières est d'un ordre de grandeur plus important que l'échantillonnage dans les eaux hauturières où les phoques passent la majorité de leur temps. Il existe des problèmes semblables dans les régions côtières, où l'échantillonnage semble refléter la distribution des collecteurs de phoques (et dans une certaine mesure des bancs de morue) plutôt que la distribution des phoques. Ces problèmes d'échantillonnage ont sans aucun doute contribué aux grandes incertitudes entourant les estimations actuellement disponibles du régime alimentaire des phoques. Le groupe d'experts recommande une analyse statistique détaillée des données disponibles dans le but de déterminer la contribution de la variabilité temporelle, spatiale et par âge à la variance globale dans les estimations de la composition du régime

alimentaire. Cette analyse devrait ensuite servir à la conception d'un programme d'échantillonnage optimal qui réduira de façon considérable cette variance. Cette conception ne devrait pas être freinée par les coûts d'obtention d'échantillons adéquats dans les eaux hauturières.

Il faut de toute urgence étendre le marquage aux fins du repérage par satellite des phoques du Groenland et à capuchon pour faire en sorte que la conception d'un programme d'échantillonnage reflète adéquatement la distribution des phoques; l'information existante sur la distribution des phoques gris repérés par satellite doit être publiée dans les plus brefs délais. On ne dispose d'information sur la distribution des phoques du Groenland que pour deux ans pendant le milieu des années 1990, et l'information sur les phoques à capuchon est basée sur un échantillon très petit. Étant donné que l'on peut estimer à partir d'échantillons très peu nombreux que de grandes quantités de grosses morues sont peut-être mangées dans les eaux hauturières par les phoques à capuchon, il est urgent d'effectuer d'autres travaux sur cette espèce. Pour les deux espèces, la taille de l'échantillon doit être suffisante pour obtenir des estimations fiables de la distribution à la fois des animaux jeunes et âgés et d'établir toute association entre les distributions de phoques et les regroupements de stocks de poisson de fond sensibles. Les données existantes provenant d'experts sur le phoque gris devraient servir de guide pour établir la taille appropriée des échantillons pour le phoque du Groenland et le phoque à capuchon.

En plus de l'échantillonnage aux fins de l'analyse du contenu stomacal et des excréments de phoque, il est important de poursuivre la recherche à l'aide d'autres techniques indiquées au chapitre **4**. En particulier, les résultats des travaux déjà menés sur l'utilisation des profils d'acides gras pour l'estimation du régime alimentaire du phoque gris doivent être rédigés le plus tôt possible. Une fois ces résultats revus par des pairs, cette technique devrait être appliquée aux échantillons existants de phoque du Groenland et de phoque à capuchon, et l'échantillonnage de la graisse de ces espèces devrait être élargi.

6.2. Estimation de la population

L'information publiée sur les effectifs et la distribution des phoques gris, à capuchon et communs au Canada atlantique laisse nettement à désirer. L'absence de relevés récents est l'une des raisons pour lesquelles le groupe d'experts n'a pas été en mesure d'offrir des avis éclairés sur la gestion des stocks de phoques gris et à capuchon. Le dernier relevé complet des phoques à capuchon remonte à 1990-1991, et pour ainsi dire aucune donnée solide sur les phoques à capuchon n'a été recueillie depuis. Le dernier relevé de l'île de Sable, où se reproduisent la plupart des phoques gris canadiens, a été effectué en 1997, et les résultats des relevés antérieurs n'ont pas encore été publiés. En particulier, un relevé aérien complet des colonies de reproduction du phoque à capuchon dans le golfe et sur le front s'impose d'urgence. Dans la mesure du possible, ce relevé devrait être étendu afin d'inclure la colonie de reproduction dans le détroit de Davis.

La fréquence à laquelle les futurs relevés des phoques du Groenland, à capuchon et gris devraient être effectués dépendra de la précision avec laquelle on doit connaître la taille de la population actuelle. Le niveau de précision nécessaire dépendra en retour de la façon dont sont gérées ces populations. Il y a un urgent besoin d'établir une approche générique de la gestion des stocks de

phoques au Canada atlantique qui soit compatible avec celle de la gestion des stocks de poisson de fond par l'OPANO et le CIEM. Il faudra donc établir des objectifs de gestion et des niveaux de risque précis, des règles de contrôle appropriés, ainsi que des points de référence limites. Un programme de surveillance des phoques indépendant de l'industrie de la chasse au phoque sera un élément essentiel de ce cadre de gestion. Pour être efficace, il devra bénéficier d'un financement à long terme garanti. Cette surveillance devra s'exercer de la façon la plus rentable possible, et le groupe d'experts recommande une étude plus poussée de l'utilisation de la technologie numérique pour la collecte et l'analyse des photographies aériennes des colonies de phoques.

L'estimation des effectifs totaux à partir des relevés de la production de petits et l'extrapolation de changements futurs dans la taille des populations de phoques nécessitent de l'information sur des paramètres démographiques clés, en particulier les taux de survie chez les adultes et les taux de gestation par âge. Il n'existe aucune estimation fiable de la mortalité chez les phoques à capuchon adultes, ce qui est une source de grande incertitude dans les estimations des effectifs totaux et des productions de remplacement. Il est par conséquent urgent d'effectuer plus de travaux sur l'estimation des taux de mortalité pour cette espèce. Chez la population de phoques du Groenland, il s'est produit des changements évidents dans les taux de gestation par âge dans le temps qui pourraient avoir des conséquences importantes quant aux futurs changements dans les effectifs et les productions de remplacement. Cependant, on ne sait pas si ces changements sont consécutifs à ceux observés dans le nombre de phoques comme tels ou de changements dans, d'autres phénomènes tels que la disponibilité de proies. Le groupe d'experts recommande donc une nouvelle analyse des données disponibles sur la gestation des phoques du Groenland, peut-être selon la méthode d'analyse décrite par Boyd (2000), pour déterminer la relation entre la gestation et une gamme de facteurs biologiques. Une telle relation pourrait être incorporée dans la procédure utilisée pour estimer la taille de la population totale à partir de relevé des petits (Healey et Stenson, 2000), afin d'obtenir des projections plus fiables des changements possibles dans les effectifs de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest. Tel que noté au chapitre 5, des changements dans la structure par âge de la population peuvent être mieux indiqués comme points de référence limites que la production de petits dans le cas de récoltes importantes de petits du phoque du Groenland et du phoque à capuchon. Le groupe d'experts recommande donc que la structure par âge de la chasse à ces phoques dans le Nunavut soit examinée afin d'établir si les échantillons scientifiques annuels prélevés dans cette région pouvaient servir de fondement à l'établissement de points de référence limites.

Certains des problèmes d'échantillonnage décrits au paragraphe précédent peuvent probablement être réglés s'il était possible d'obtenir des échantillons adéquats de la chasse aux phoques du Groenland et à capuchon au Groenland. En outre, l'ampleur de la chasse au Groenland a des implications importantes pour les TAC qui peuvent être établis pour ces espèces dans le golfe et sur le front. Le groupe d'experts suggère donc que le Canada et le Groenland élaborent un programme conjoint de recherche et de gestion pour le phoque du Groenland et le phoque à capuchon.

6.3. Recherche sur le poisson de fond

Tel qu'indiqué en 6.1, les questions les plus pressantes posées par les intervenants au groupe d'experts se rapportent au rétablissement des stocks déprimés de poisson de fond, en particulier

de la morue franche. On ne peut pas étudier adéquatement le rôle de prédation exercée par les phoques dans le rétablissement des stocks de poisson de fond sans mieux comprendre d'autres facteurs qui influent sur la mortalité et freinent le rétablissement de la morue. C'est dans ce contexte que le groupe d'experts recommande que non seulement la recherche sur le régime alimentaire des phoques mais aussi la gamme complète de recherches sur les mammifères marins, y compris les phoques, soit considérée comme une importante composante de la recherche sur le poisson de fond. Le financement de la recherche sur les phoques devrait avoir la même priorité que d'autres sujets principaux de recherche sur le poisson de fond. En outre, les questions reliées à la mortalité du poisson de fond ont une importance tellement grande que le MPO devrait accélérer son programme de recherche sur les causes de cette forte mortalité. Pour cela, il faudra une observation détaillée de la taille, de la survie et de la croissance de chaque classe d'âge de la morue avant que celle-ci soit recrutée à la pêche commerciale.

6.4. Capelan

Il est clair que le capelan est une importante composante du régime alimentaire du phoque du Groenland, du phoque gris et de nombreuses espèces de poisson de fond, en particulier la morue franche, au large de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent. D'après l'information publiée, la consommation totale de capelan par l'ensemble des prédateurs a probablement fléchi depuis la fin des années 1980, et la morue ne montre pas de signes de pénurie alimentaire dans l'une ou l'autre des deux régions. Cependant, cela ne veut pas nécessairement dire qu'il y aura suffisamment de capelan pour le poisson de fond à l'avenir si les stocks de poisson de fond épuisés commencent à se rétablir, surtout à la lumière des changements récents dans la distribution du capelan. Il ne semble pas y avoir de consensus scientifique sur la taille et l'état actuel des stocks de capelan, mais il est évident que le niveau de ressources engagées dans le relevé des ressources de capelan a régressé au cours des dernières années, avec la diminution des relevés sur les plages et l'abandon du relevé au chalut dédié au capelan. La restauration d'un programme complet d'évaluation des stocks est d'une importance capitale pour la compréhension des interactions entre les différents prédateurs du capelan.

6.5. Ressources techniques et professionnelles

Les recherches effectuées sur des questions comme le régime alimentaire des phoques et la dynamique des populations est un exercice très exigeant et de plus en plus mathématique. La disponibilité de chercheurs détenant les grandes compétences spécialisées nécessaires à cet exercice a été et est toujours un facteur limitant. Les programmes de recherche que nous avons recommandés ne seront efficacement appliqués que si les biologistes spécialistes des phoques dans chacune des trois régions peuvent régulièrement avoir accès à de tels chercheurs.

6.6. Zones d'exclusion de phoques

Bien que le groupe d'experts ait suggéré (**5.2.6**, **5.4.5**) que des essais bien conçus de zones d'exclusion de phoques dans des circonstances bien ciblées pourraient donner des renseignements utiles, il n'est pas convaincu que l'abattage de (peut-être seulement quelques-uns) phoques contribuera à offrir une très grande protection aux bancs de morue du Nord qui passent l'hiver ou au saumon atlantique en migration vers la frayère. Il est possible d'offrir une protection

supplémentaire en installant des dispositifs acoustiques et autres qui dissuadent les phoques d'entrer dans ces zones sensibles. Le groupe d'experts recommande d'embaucher un entrepreneur qui examinera les technologies existantes pouvant être utilisées à cette fin.

6.7. Recherche statistique et économique

Le groupe d'experts a éprouvé de la difficulté à obtenir des données cohérentes et exactes sur la valeur économique de l'industrie de la chasse au phoque pour les chasseurs de phoques, et sur la valeur des produits du phoque. Il a également eu de la difficulté à établir le niveau de soutien financier gouvernemental dont jouit cette industrie. Les administrations devraient être plus transparentes quant au niveau de soutien qu'elles accordent à l'industrie de la chasse au phoque, que ce soit directement par des subventions à l'industrie ou indirectement par des recherches sur les phoques et leur gestion, et en s'occupant de la surveillance et en fournissant des brise-glaces pendant la chasse au phoque.

6.8. Conclusion générale

D'après son mandat, le groupe d'experts devait fonder ses travaux principalement sur l'examen des rapports, de l'information et des relevés disponibles puisqu'il existe une abondance de matériel. Bien que de grandes quantités de données sur des aspects particuliers de la biologie des phoques et du poisson de fond aient été remises au groupe d'experts, l'information sur d'autres aspects importants était insuffisante pour lui permettre de recommander des orientations stratégiques claires. Cependant, il est évident que les phoques sont liés de façon inextricable à nombre des grandes questions qui obscurcissent l'avenir des pêches au Canada atlantique. Si l'on veut combler les lacunes dans l'information sur la biologie des phoques et du poisson de fond, les recherches appropriées doivent devenir prioritaires et être financées de façon adéquate et régulière.

7. Références

Ackman, R.G. 1997. Safety of seal oil as a nutritional supplement. (With a preamble by A.E. Marble.) Proc. N.S. Inst. Sci. 41: 103-114.

Amiro, P. 1998a. Recruitment of the North American stock of Atlantic salmon *(Salmo salar)* relative to annual indices of smolt production and winter habitat in the northwest Atlantic. Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/45.

Amiro, P. 1998b. The abundance of harp seals in the North Atlantic and recruitment of the North American stock of Atlantic salmon *(Salmo salar)*. Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/84.

Amiro, P. 2001. Population status of inner Bay of Fundy Atlantic salmon *(Salmo salar)*. MS to be submitted by P. Amiro, DFO, Dartmouth NS.

Anderson, J.T., E.L. Dalley and E. Colbourne. 1999. Recent trends in the dominant pelagic fish species and environment in the Northwest Atlantic, NAFO 2J3KLNO. DFO Can. Stock. Assess. Sec. Res. Doc. 99/114.

Anon. 1996. Report of the Gulf of Maine Aquaculture-Pinniped Interaction Task Force. Report to U.S. Nat. Marine Fisheries Service, 70 p.

Anon. 1997a. Harp seal-fishery interactions in the Northwest Atlantic. Report of an international scientific workshop. Canadian Centre for Fisheries Innovation, St John's, Newfoundland, 24-27 February 1997.

Anon. 1997b. Report to Congress on the interaction between pinnipeds and salmon aquaculture resources in the Gulf of Maine, including recommendations on measures to mitigate the interaction. US Dept. Commerce, NOAA, NMFS, 9 p. + appendix.

Anon. 2000. Report of the joint ICES/NAFO working group on harp and hooded seals. ICES CM 2001/ACFM:08.

Bay of Fundy Ecosystem Partnership 2001. Fundy's wild Atlantic salmon. Doomed or simply down? Fundy Issues #17, available at: http://www.auaracom.com/ ~bofep/ Publications/Fundy%20issues/salmon.htm

Beacham, T.D., J. Brattey, K.M. Miller, K.D. Le, A.D. Schulze and R.E. Withier. 2000a. Population structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Newfoundland and Labrador area determined from genetic variation. DFO Can. Stock. Assess. Sec. Res. Doc. 2000/099.

Beacham, T.D., R. S. Gregory and J. Brattey. 2000b. Origins of two recruitment pulses of 0-group Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Bonavista Bay, Newfoundland during 1999 determined from genetic variation. DFO Can. Stock. Assess. Sec. Res. Doc. 2000/093.

Belle, S. 1999. Seal predation control. In Proc. 7th Ann. Meeting New England Farmed Fish Health Workshop. Washington Co. Tech. College, Mar. Tech. Center, Eastport ME, p. 3-4.

Bjoernsson, H. 1997. Calculating capelin consumption by Icelandic cod using a spatially disaggregated simulation model. In F. Funk, T.J. Quinn, J. Heifetz, J.N. Ianelli, J.E. Powers, J.F. Schweigert, P.J. Sullivan and C.I. Zhang (eds.), Fishery Stock Assessment Models. Am. Fish. Soc. Publ. 15: 703-718.

Bogstad, B., K.H. Hauge and Ø. Ultang. 1997. MULTSPEC – a multispecies model for fish and marine mammals in the Barents Sea. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22: 317-341.

Born, E.W. 1982. Reproduction in the female hooded seal (*Cystophora cristata*) at south Greenland. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 3: 57-62.

Boulva, J. and I.A. McLaren. 1979. Biology of the harbor seal, *Phoca vitulina*, in Eastern Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 200.

Bowen, W.D. (ed.). 1990. Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate hosts. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222.

Bowen, W.D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 158: 267-274.

Bowen, W.D. and G.G. Harrison. 1994. Offshore diet of grey seals near Sable Island, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 112: 1-11.

Bowen, W. and D. Sergeant. 1983. Mark-recapture estimates of harp seal pup (*Phoca groenlandica*) production in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 728-742.

Bowen, W. and D. Sergeant. 1985. A mark-recapture estimate of 1983 harp seal pup production in the Northwest Atlantic. NAFO SCR Doc. No. 1 Serial No. N9353.

Bowen, W., C. Capstick and D. Sergeant. 1981. Temporal changes in the reproductive potential of female harp seals (*Pagophilus groenlandicus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 495-503.

Bowen, W., R. Myers and K. Hay. 1987. Abundance estimation of a dispersed, dynamic population: hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 282-295.

Bowen, W., R. Mohn and J. McMillan. 1999. Grey seal pup production on Sable Island: sustained exponential growth of a large mammal population. National Marine Mammal Peer Review Committee. Montreal, Quebec, 1-5 February 1999. WP9/1999.

Bowering, W.R. 2000. Trends in distribution, biomass and abundance of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in NAFO Subarea 2 and Divisions 3KLMNO from Canadian research vessel surveys. NAFO SCR Doc. 00/12.

Boyd, I.L. 2000. State-dependent fertility in pinnipeds: contrasting capital and income breeders. Funct. Ecol. 14: 623-630.

Boyd, I.L. 2001. Culling predators to protect fisheries: a case of accumulating uncertainties. Trends Ecol. Evol. 16: 281-282.

Branton, R. and G. Black. 2000. 2000 Summer Groundfish Survey update for selected Scotia-Fundy groundfish stocks. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/129.

Breeze, H. 1998. Conservation lost at sea. Discarding and highgrading in the Scotia-Fundy groundfishery in 1998. Conservation Council of New Brunswick, and Ecology Action Centre, Halifax, NS.

Bundy, A. 2001. Fishing on ecosystems: the interplay of fishing and predation in Newfoundland-Labrador. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1153-1167.

Bundy, A., G.R. Lilly and P.A. Shelton. 2000a. A mass balance model of the Newfoundland-Labrador Shelf. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2310: xiv + 157 p.

Bundy, A., P. Fanning, C. Fu, L. Harris and J. West. 2000b. Comparative dynamics of exploited ecosystems in the Northwest Atlantic (CDEENA). In R. O'Boyle (ed.), Proc. Workshop on Ecosystem Considerations for the Eastern Scotian Shelf Integrated Management (ESSIM) Area. DFO, BIO, Dartmouth, NS. p. 66-67.

Burke Consulting Inc. 1999. The Newfoundland Seal Processing Sector: Profile and Prospects. Prepared for the Atlantic Canada Opportunities Agency.

CCFI. 1997. Harp seal-fishery interactions in the Northwest Atlantic. Canadian Centre for Fisheries Innovation, St. John's, NF.

Caddy, J. 1998. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations. Rep. No. FAO Fisheries Technical Paper 379. FAO, Rome.

Cadigan, N. and P. Shelton. 1993. SAS programs for fitting a seal population model. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1927.

Cairns, D.K, D.M. Keen, P.-Y. Daoust, D.J. Gillis and M.O. Hammill. 2000. Conflicts between fishing gear on Prince Edward Island. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2333, 39 p.

Cairns, D.K. 2001. Approaches and methods for the scientific evaluation of predation on salmon in the Northwest Atlantic. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2001/11.

Cairns, D.K. and D.G. Reddin. 2000. The potential impact of seal and seabird predation on North American Atlantic salmon. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/12.

Carr, S.M. and D.C. Crutcher, D.C. 1998. Population genetic structure in Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the North Atlantic and Barents Sea: contrasting or concordant patterns in mtDNA sequence and microsatellite data? In I. Hunt von Herbing, I Kornfield, M. Tupper and J. Wilson [eds.], The Implications of Localized Fishery Stocks. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, New York, p. 91-103.

Carscadden, J.E., K.T. Frank and W.C. Leggett. 2001. Ecosytem changes and the effects on capelin (*Mallotus villosus*), a major forage species. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 73-85.

Castonguay, M. 2000. The northern Gulf of St. Lawrence cod stock – background information on recruitment. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/106.

Chang, B.B., and T.W. Septhon. 2000. Fisheries and Oceans Canada Atlantic Zone Aquaculture Science Committee Annual Report for 1999/2000. Can. Industr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 255.

Christensen, V. and D. Pauly (eds.). 1993. Trophic Models of Aquatic Ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.

Colbourne, E. 2000. Physical oceanographic conditions. Newfoundland/Southern Labrador. In Swain and Castonguay 2000, p. 4-6.

Conquer, J.A., L.A. Cheryk, E. Chan., P.A. Gentry and B.J. Holub. 1999. Effect of supplementation with dietary seal oil on selected cardiovascular risk factors and hemostatic variables in healthy male subjects. Thrombosis Research 96: 239-250.

Cooke, J.G. 1985. Population estimates of northwest Atlantic harp seals (*Phoca groenlandica*) based on age structure data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 468-473.

Cooke, J.G. 1995. The International Whaling Commission's Revised Management Procedure as an example of a new approach to fishery management. In A.S. Blix, L. Walloe and O. Ulltant (eds.), Whales, Seals, Fish and Man. Elsevier Science, London, p. 647-657.

Dalley, E.L., J.T. Anderson and D.J. Davis. 2000. Short-term fluctuations in the pelagic ecosystem of the Northwest Atlantic. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/101.

Dawe, E.G., E.L. Dalley and W.W. Lidster. 1997. Fish prey spectrum of short-finned squid (*Illex illicebrosus*) at Newfoundland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 (Suppl. 1): 200-208.

DFO. 1997. Sustainable development. A framework for action. Communications Directorate, Fisheries and Ocean Canada. Cat. No. Fs 23-329/1997.

DFO. 1998a. Eastern Scotian Shelf cod. DFO Science Stock Status Report A3-03(1998).

DFO. 1998b. Cod in Sydney Bight. DFO Science Stock Status Report A3-02(1998).

DFO. 1999. Newfoundland Region groundfish overview. DFO Science Stock Status Report A2-19(1999).

DFO. 2000a. 4VWX herring. DFO Science Stock Status Report B3-03(2000).

DFO. 2000b. Cod on the southern Scotian Shelf and in the Bay of Fundy (Div. 4X/5Y). DFO Science Stock Status Report A3-05(2000).

DFO. 2000c. Updates on selected Scotian Shelf groundfish stocks in 2000. DFO Science Stock Status Report A3-35(2000).

DFO. 2000d. Status of redfish stocks in the Northwest Atlantic: redfish in Units 1, 2, and in Division 3O. DFO Science Stock Status Report A1-01(2000).

DFO. 2000e. Subdivision 3Ps cod. DFO Science Stock Status Report A2-02(2000).

DFO. 2000f. Newfoundland Region groundfish overview. DFO Science Stock Status Report A2-19(2000).

DFO. 2000g. Northern (2J3KL) cod. DFO Science Stock Status Report A2-01(2000).

DFO. 2000h. Capelin in Subarea 2 +Div. 3KL. DFO Science Stock Status Report B2-02(2000).

DFO. 2001a. Atlantic Seal Hunt 2001 Management Plan. Resource Management - Atlantic, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, DFO/6124, 38 p.

DFO. 2001b. Updates on selected Gulf of St. Lawrence groundfish stocks in 2001. DFO Science Stock Status Report A3-36(2001).

DFO 2001c. Southern Gulf of St. Lawrence herring. DFO Science Stock Status Report B3-01(2001).

DFO. 2001d. Atlantic mackerel of the Northwest Atlantic. DFO Science Stock Status Report B4-04(2001).

DFO. 2001e. White hake in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Science Stock Status Report A3-12(2001).

DFO. 2001f. Southern Gulf of St. Lawrence snow crab. DFO Science Stock Status Report C3-01(2001).

DFO. 2001g. The northern Gulf of St. Lawrence cod. DFO Science Stock Status Report A4-01(2001).

DFO. 2001h. Updates on selected Gulf of St. Lawrence groundfish stocks in 2001. DFO Science Stock Status Report A3-36(2001).

DFO. 2001i. Northern (2J+3KL) cod. DFO Science Stock Status Report A2-02(2001).

Drinkwater, K. 1999. Physical oceanographic conditions on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine during 1998. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/52.

Drinkwater, K., R.G. Pettipas and L.M. Petrie. 2000. Temperature conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine in 2000. Working paper for October 2000 Groundfish RAP.

Fanning, P. (ed.). 2000. Draft proceedings of CDEENA Zonal Meeting at Bedford Institute, Dartmouth NS, 13-15 Dec. 2000.

Flaaten, O. 1988. The Economics of Multispecies Harvesting. Springer-Verlag. Berlin, Germany.

Flaaten, O. and K. Stollery. 1996. The economic costs of biological predation. Envir. Res. Econ. 8: 75- 95.

Frank, K.T., K.F. Drinkwater and F.H. Page. 1995. Possible causes of recent trends and fluctuations in Scotian Shelf/Gulf of Maine cod stocks. ICES Mar. Symp. 198: 110-120.

FRCC. 1999. "Fisheries in transition." Ann. Rep. of the FRCC and conservation requirements for Atlantic groundfish stocks for 1999. FRCC.99.R.4.

FRCC. 2001. 2001/2002 conservation requirements for 2J3KL cod. FRCC 2001.R.5.

Fu, C., P. Fanning and R. Mohn. 2001. Population dynamics of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in NAFO area 4VsW. Can. J. Fish. Aquat. Sci. In press.

Gagné, J. 1999a. Proceedings of the National Marine Mammal Review Committee. Montreal, Quebec. 1-5 February 1999. Can. Stock Assess. Sec. Proceed. Ser. 99/14.

Gagné, J. 1999b. Proceedings of the National Marine Mammal Review Committee. Halifax, NS. 30 November-4 December 1998. DFO Can. Stock Assess. Proceed. Ser. 99/22.

Gallon, G. 2000. Government Subsidies to Sealing Industry 1994-1999: A Partial List. March 19, 2000. Available at www.canadasealhunt.ca/eoh.html.

Gallon, G. 2001. The Economics of the Canadian Sealing Industry. Canadian Institute for Business and Environment.

Geremont, H., J. De Oliveira, S. Johnston and C. Cunningham. 1999. Development and application of management procedures for fisheries in southern Africa. ICES J. Mar. Sci. 56: 952-966.

Grégoire, F., J. Lambert, C. Lévesque and M.-F. Beaulieu. 1997. Assessment of the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) biomass for 1996 by the total eggs production method. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 97/71.

Gulland, J.A. 1987. Seals and fisheries: A case for predator control? TREE 2(4): 102-104.

Hammill, M. 1999. Replacement yield of Northwest Atlantic grey seals (*Halichoerus grypus*). National Marine Mammal Peer Review Committee, Montreal, Quebec.1-5 February 1999. WP11/1999.

Hammill, M.O. 2000. 1999 – 4RS cod assessment: seal consumption. Working paper for the harp seal stock assessment meeting, Ottawa, April 2000.

Hammill, M. and J. Gosselin. 1995. Reproductive rates, age of maturity and age at first birth of Northwest Atlantic grey seals (*Halichoerus grypus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 2757-2761.

Hammill, M.O. and G.B. Stenson. 2000. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), hooded seals (*Cystophora cristata*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 26: 1-23.

Hammill, M., G. Stenson and R. Myers. 1992. Hooded seal pup production in the Gulf of St Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2546-2550.

Hammill, M.O., C. Lydersen, K.M. Kovacs and B. Sjare. 1997. Estimated fish consumption by hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Gulf of St. Lawrence. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22: 249-257.

Hammill, M., G. Stenson, R. Myers and W. Stobo. 1998. Pup production and population trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 423-430.

Hammill, M., J. Gosselin, G. Stenson and B. Sjare. 1999a. Non-Sable Island pup production in the Northwest Atlantic grey seal in 1996 and 1997. National Marine Mammal Peer Review Committee, Montreal, Quebec, 1-5 February 1999. WP10/1999.

Hammill, M., J.F. Gosselin, F. Proust and D. Chabot. 1999b. A review of information relevant to consumption of Atlantic cod (*Gadus morhua*) by seal species in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/070.

Hammill, M.O., P. Carter and G. Stenson. 2000. Estimated consumption of Atlantic cod (*Gadus morhua*) by grey seals (*Halichoerus grypus*) and harp seals (*Phoca groenlandica*) in 4T. (Unpublished MS prepared for 2000 stock estimates in Div. 4T).

Harris, L, R. 2000. Diet estimation. Abstract in Fanning 2000.

Harwood, J. 2000. Risk assessment and decision analysis in conservation. Biol. Conserv. 95: 219-226.

Healey, B. and G. Stenson. 2000. Estimating pup production and population size of the Northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*). NAFO SCR Doc. 00/55.

Healey, B. and G. Stenson. 2000. Estimating pup production and population size of the Northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*).

Healey, B., N. Cadigan and G. Stenson 2000. Predicting pregnancy rates for Northwest Atlantic harp seals (*Phoca groenlandica*). Rep. No. SEA. Joint ICES/NAFO WG on Harp and Hooded Seals, Copenhagen, Denmark.

Hill, B. 1992. A report on the status of seal activity in relation to aquaculture in the Bay of Fundy. NB Dept. Fisheries and Aquaculture, 8 p.

Hunter, J.R. and C.A. Kimbrell. 1980. Egg cannibalism in the northern anchovy, *Engraulis mordax*. Fish. Bull. 78: 811-816.

Hutchings, J.A. 1999. Influence of growth and survival costs of reproduction on Atlantic cod, *Gadus morhua*, population growth rate. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1612-1623.

Hutchings, J.A. 2000. Collapse and recovery of marine fishes. Nature 406: 882-885.

ICES. 1998. Report of the working group on Atlantic salmon, April 1998. ICES CM 1998/2.4.10

ICES. 1999. Report of the study group to evaluate the effects of multispecies interactions. ICES CM 1999/D:4, Ref: ACFM, G.

ICES. 2000. Report of the Joint ICES/NAFO Working Group on Harp and Hooded Seals. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.

Iverson, S.J., J.P.Y. Arnould and I.L. Boyd. 1997. Milk fatty acid signatures indicate both major and minor shifts in the diet of lactating Antarctic fur seals. Can. J. Zool. 75: 188-197.

Jacobs, S.R. and J.M. Terhune. 2000. Harbour seal (*Phoca vitulina*) numbers along the New Brunswick coast of the Bay of Fundy in autumn in relation to aquaculture. Northeast. Nat. 7: 289-296.

Jakobsson, J. and G. Stefánsson. 1998. Rational harvesting of the cod-capelin-shrimp complex in the Icelandic marine ecosystem. Fish. Res. 37: 7-21.

Jarvis, H. 2001. [Untitled MS on belly feeding, prepared 4 June 2001 on behalf of the Fish, Food and Allied Workers (FFAW).]

Johnston, D., P. Meisenheimer and D. Lavigne. 2000. An evaluation of management objectives for Canada's commercial harp seal hunt, 1996-1998. Conserv. Biol. 14: 729-737.

Kirsch, P.E., S.J. Iverson, W.D. Bowen, S.R. Kerr and R.G. Ackman. 1998. Dietary effects of cod on the fatty acid signature of whole Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1378-1386.

Kjellqwist, S., T. Haug and T. Oritstand. 1995. Trends in age-compostion, growth and reproductive parameters of Barents Sea harp seals, *Phoca groenlandica*. ICES J. Mar. Sci. 52: 197-208.

Kulka, D.W. 1997. Discarding of cod (*Gadus morhua*) in the northern cod and northern shrimp directed fisheries from 1980-94. NAFO Sci. Coun. Stud. 29: 67-79.

Lacoste, K.N. and G.B. Stenson. 2000. Winter distribution of harp seals (*Phoca groenlandica*) off eastern Newfoundland and southern Labrador. Polar Biol. 23: 805-811.

Lambert, Y. 2000. Reproductive potential and rate of population increase of cod in the northern Gulf of St. Lawrence. DFO Fish. Oceanogr. Comm., Working Paper WP/40.

Lassner, J. 1996. Fatty acid composition of harp seal (*Phoca groenlandica*) blubber as an indicator of diet. BSc Hons. Mar. Biol. thesis, Dalhousie University, Halifax, NS, Canada.

Lavigne, D. 1999. Estimating total kill of Northwest Atlantic harp seals, 1994-1998. Mar. Mamm. Sci. 15: 871-878.

Lavigne, D. and D. Johnston. 2001. Revised Potential Biological removals for Northwest Atlantic harp seals, *Pagophilus groenlandicus*. Rep. No. IMMA Technical Report 01-02. International Marine Mammal Association inc., Guelph, Ontario.

Lawson, J.W. and K.A. Hobson. 2000. Diet of harp seals in nearshore northeast Newfoundland: inferences from stable-carbon ($\delta^{13}C$) and nitrogen ($\delta^{15}N$) isotope analysis. Mar. Mamm. Sci. 16: 578-589.

Lawson, J.W. and G.B. Stenson. 1997. Diet of northwest Atlantic harp seals (*Phoca groenlandica*) in offshore areas. Can. J. Zool. 75: 2095-2111.

Lawson, J.W., J.T. Anderson, E.L. Dalley and G.B. Stenson. 1998. Selective foraging by harp seals *Phoca groenlandica* in nearshore and offshore waters of Newfoundland, 1993 and 1994. Mar. Ecol. Prog. Ser. 163: 1-10.

Lesage, V. and M. Hammill. 1999. The status of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the Northwest Atlantic. National Marine Mammal Peer Review Committee. Montreal, Quebec. 1-5 February 1999. WP12/1999.

Lett, P., R. Mohn and D. Gray. 1981. Density-dependent processes and management strategy for the Northwest Atlantic harp seal population. In C. Fowler and T. Smith (eds.), Dynamics of Large Mammal Populations. John Wiley and Sons Inc, New York, p. 135-158.

Lilly, G.R. 1994. Predation by Atlantic cod on capelin on the southern Labrador and Northeast Newfoundland shelves during a period of changing spatial distributions. ICES Mar. Sci. Symp. 198: 600-611.

Lilly, G.R. and M. Simpson. 2000. Distribution and abundance of capelin, Arctic cod and sand lance on the Northeast Newfoundland Shelf and Grand Bank as deduced from bottom-trawl surveys. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/091.

Lilly, G.R., H. Hop, D.E. Stansbury and C.A. Bishop. 1994. Distribution and abundance of polar cod (*Boreogadus saida*) off southern Labrador and eastern Newfoundland. ICES C.M. 1994/O:6.

Lilly, G.R., P.A. Shelton, J. Brattey, N.G. Cadigan, E.F. Murphy and D.E. Stansbury. 1999. An assessment of the cod stock in NAFO Divisions 2J+3KL. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/42.

Lilly, G.R., P.A. Shelton, J. Brattey, N.G. Cadigan, E.F. Murphy and D.E. Stansbury. 2000. An assessment of the cod stock in NAFO Divisions 2J+3KL. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/063.

Lilly, G.R., P.A. Shelton, J. Brattey, N.G. Cadigan, B.P. Healey, E.F. Murphy and D.E. Stansbury. 2001. An assessment of the cod stock in NAFO Divisions 2J+3KL. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/42.

Lucas, Z. and W.T. Stobo. 2000. Shark-inflicted mortality on a population of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Sable Island, Nova Scotia. J. Zool. Lond. 252: 405-414.

Mahe, J.C. and C. Darby. 2000. Greenland halibut in NAFO Subarea 2 and Divisions 3KLMNO – short-term and medium-term projections from an extended survivor analysis. NAFO SCR Doc. 00/54.

Malouf, A. 1986. Seals and Sealing in Canada. Report of the Royal Commission. 3 Vols. Supply and Services, Ottawa.

Mansfield, A. and B. Beck. 1977. The grey seal in eastern Canadian waters. Fisheries Marine Service Technical Report No. 704.

McAlpine, D. and R. Walker. 1999. Additional extralimital records of the harp seal, *Phoca groenlandica*, from the Bay of Fundy, New Brunswick. Can. Field Nat. 113: 290-292.

McAlpine, D.F., P. Stevick and L. Murison. 1999a. Increase in extralimital occurrences of ice-breeding seals in the Northern Gulf of Maine region: More seals or fewer fish? Mar. Mamm. Sci. 15: 906-911.

McAlpine, D., P. Stevick, L. Murison and S. Turnbull. 1999b. Extralimital records of hooded seals (*Cystophora cristata*) from the Bay of Fundy and northern Gulf of Maine. Northeast. Nat. 6: 225-230.

McClelland, G. and D.J. Martell. In press. Spatial and temporal distributions of larval sealworm (*Pseudoterranova decipiens*, Nematoda: Anisakinae), in *Hippoglossoides platessoides* (Pleuronectidae) in eastern Canada from 1993 to 1999. North Atl. Mar. Mamm. Comm. Sci. Publ.

McClelland, G., R.K. Misra and D.J. Martell. 2000. Spatial and temporal distributions of larval sealworm (*Pseudoterranova decipiens*, Nematoda: Anisakinae), in *Hippoglossoides platessoides* (Pleuronectidae) in eastern Canada from 1980 to 1990. ICES J. Mar. Sci. 57: 69-88.

McLaren, I.A. and T.G. Smith. 1985. Population ecology of seals: retrospective and prospective views. Mar. Mamm. Sci. 1: 54-83.

McLaren, I.A., P. Avendaño, C.T. Taggart and S.E. Lochmann. 1997. Feeding by larval cod in different water-masses on Western Bank, Scotian Shelf. Fish. Oceanogr. 6: 238-249.

Messieh, S., H. Powles and G. Côté. 1979. Food and feeding of the Atlantic herring (*Clupea harengus* L.) in the Gulf of St. Lawrence and adjacent waters. Can. Atl. Fish. Stock Assess. Res. Doc. 79/15.

Milner-Gulland, E., K. Shea, H. Possingham, T. Coulson and C. Wilcox. 2001. Competing harvesting strategies in a simulated population under uncertainty. Anim. Conserv. 4: 157-167.

Mohn, R. 2000. A six species dynamic model of the Eastern Scotian Shelf. Abstract in Fanning 2000.

Mohn, R. and W. Bowen. 1996. Grey seal predation on the eastern Scotian Shelf: modelling the impact on Atlantic cod. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2722-2738.

Mohn, R.K., L.P. Fanning and W.J. MacEachern. 1998. Assessment of 4VsW cod in 1997 incorporating additional sources of mortality. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/78. 49 p. + Appendix.

Morin, R., I. Forest and G. Poirier. 1999. Assessment of NAFO Division 4T winter flounder. Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/47.

Musick, J.A., et multi al. 2000. Marine, estuarine, and diadromous fish stocks at risk of extinction (exclusive of Pacific salmonids). Fisheries 25(11): 6-30.

Myers, R.A. and N.J. Barrowman. 1996. Is fish recruitment related to spawner abundance? Fish. Bull. 94: 707-724.

Myers, R. and W. Bowen. 1989. Estimating bias in aerial surveys of harp seal pup production. Journal of Wildlife Management 53: 361-372.

Myers, R. and G. Stenson. 1996. Replacement yield of hooded seals in the Northwest Atlantic. NAFO Sci. Coun. Stud. 26: 121-122.

Myers, R.A., N.J. Barrowman, J.A. Hutchings and A.A. Rosenburg. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. Science 269: 1106-1108.

Myers, R., M. Hammill and G. Stenson. 1997a. Using mark-recapture to estimate the numbers of a migrating stage-structured population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2097-2104.

Myers, R.A., N.J. Barrowman and J.A. Hutchings. 1997b. Inshore exploitation of Newfoundland Atlantic cod since 1948 as estimated from mark-recapture data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(Suppl. 1): 224-235.

NAFO 2001. Northwest Atlantic Fisheries Organization NAFO Scientific Council Meeting – June 2001. SCS Doc. 01/74.

NFSC. 2000. Report of the 30th Northeast Regional Stock Assessment Workshop (30th SAW): Stock Assessment Review Committee (SARC) consensus summary of assessments. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 00-03.

O'Boyle, R. (ed.). 2000. Proceedings of a workshop for the Eastern Scotian Shelf Integrated Management (ESSIM) area. DFO Can. Stock Assess. Sec. Proceed. Ser. 2000/14.

Overholtz, W.J., S.A. Murawski and K.I. Foster. 1991. Impact of predatory fish, marine mammals, and seabirds on the pelagic fish ecosystem of the northeastern USA. ICES Mar. Sci. Symp. 193: 198-208.

Pauly, D., V. Christensen and C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES J. Mar. Sci. 57, in press.

Pemberton, D., B. Merdsoy, R. Gales and D. Renouf. 1994. The interaction between offshore trawlers and harp *Phoca groenlandica* and hooded *Cystophora cristata* seals off Newfoundland, Canada. Biol. Conserv. 68: 123-127.

Pierce, G.J., J.S.W. Diack and P.R. Boyle. 1990. Application of serological methods to identification of fish prey in diets of seals and dolphins. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 137: 123-140.

Poirier, G., and R. Morin. 1999. Status of the yellow-tail flounder in NAFO Division 4T in 1998. Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/46.

Potter, A.J. 1996. Identification of inshore spawning areas: potential Marine Protected Areas? Prepared for Dr. J. Hutchings and The Marine Affairs Program, Dalhousie University, Halifax, NS.

Punt, A.E. and D.S. Butterworth. 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and the Cape hake *Merluccius capensis* and *Merluccius paradoxus*. S. Afr. J. Mar. Sci. 16: 255-285.

Punt, A. and A. Smith. 1999. Harvest strategy evaluation for the eastern stock of gemfish (*Rexea solandri*). ICES J. Mar. Sci. 56: 860-875.

Roff, D. and W. Bowen. 1983. Population dynamics and management of the northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 919-932.

Roff, D. and W. Bowen. 1986. Further analysis of population trends in the northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*) from 1967 to 1985. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 553-564.

Ross, G.A. 1993. Food and feeding of the hooded seal in Newfoundland. MSc thesis, Memorial University of Newfoundland, St. John's, NF.

Ruzzante, D.E., C.T. Taggart, D. Cook and S. Goddard. 1997. Genetic differentiation between inshore and offshore Atlantic cod (*Gadus morhua*) off Newfoundland: a test and evidence of temporal stability. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2700-2708.

Ruzzante, D.E., C.T. Taggart, S. Lang and D. Cook. 1999. Mixed-stock analysis of Atlanic cod (*Gadua morhua*) in the Cabot Strait approaches to the Gulf of St. Lawrence: a microsatellite DNA application. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/55.

Ruzzante, D.E., J.S. Wroblewski, C.T. Taggart, R.K. Smedbol, D. Cook and S.V. Goddard. 2000. Bay-scale population structure in Atlantic cod (*Gadus morhua*) from Labrador and Newfoundland, Canada. J. Fish. Biol. 56: 431-447.

Savenkoff, K. 2000. ECOPATH modelling in the Gulf of St. Lawrence. Abstract in Fanning 2000.

Savenkoff, K., A.F. Vézina and A. Bundy. 2001. Inverse analysis of the structure and dynamics of the whole ecosystem in the Newfoundland-Labrador Shelf. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2354, 56 p.

Sergeant, D.E. 1975. Estimating numbers of harp seals. Rapports et Procès-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer 169: 274-280.

Shelton, P.A. and B.P. Healey. 1999. Should depensation be dismissed as a possible explanation for the lack of recovery of the northern cod (*Gadus morhua*) stock? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1521-1524.

Shelton, P.A. and G.R. Lilly. 2000. Interpreting the collapse of the northern cod stock from survey and catch data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 2230-2239.

Shelton, P.A., W.G. Warren, G.B. Stenson and J.W. Lawson 1997. Quantifying some major sources of uncertainty associated with estimates of harp seal prey consumptions. Part II: Uncertainty in consumption estimates associated with population size, residency, energy requirements, and diet. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22: 303-315.

Sinclair, A.F. 2001. Natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 58: 1-10.

Sjare, B. and G. Stenson. 2000. Recent estimates of reproductive rates for harp seals in the Northwest Atlantic. National Marine Mammal Peer Review Committee. Ottawa, Ontario. 11-12 April, 2000. WP 2000/4.

Smedbol, R.K. and J.S. Wroblewski. 2000. Metapopulation theory and northern cod population structure: interdependency of subpopulations in recovery of a groundfish population. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/87.

Smith, S.J., S.J. Iverson and W.D. Bowen. 1997. Fatty acid signatures and classification trees: new tools for investigating the foraging ecology of seals. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1377-1386.

Southey, C. 1997. The Newfoundland commercial seal hunt: An economic analysis of costs and benefits. Available at www.canadasealhunt.ca/eoh.html.

Stahl, D., M. Burt and D. Borchers. 2001. Spatial modelling of pup abundance and distribution of Northwest Atlantic Harp Seals. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, Scotland.

Stansbury, D.E., P.A. Shelton, G.B. Stenson, B. Sjare and G.R. Lilly. 1998. Catch at age of 2J3KL cod in the diet of harp seals. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/75.

Stenson, G. and B. Healey. 1999. The impact of differing harvest strategies on population trends of Northwest Atlantic harp seals: response to the management working group on seals questions for science. DFO, St John's, Newfoundland.

Stenson, G.B. and E. Perry. 2001. Consumption of Atlantic cod (*Gadus morhua*), Capelin (*Mallotus villosus*) and arctic cod (*Boreogadus saida*) by harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) in NAFO Divisions 2J3KL. Working paper 2001/21, Newfoundland Groundfish Assessment, 12-23 March 2001.

Stenson, G. and B. Sjare. 1997. Seasonal distribution of harp seals, *Phoca groenlandica*, in the Northwest Atlantic, Rep. No. CM 1997/CC:10. International Council for the Exploration of the Sea.

Stenson, G., R. Myers, M. Hammill, I.-H. Ni, W. Warren and M. Kingsley. 1993. Pup production of the harp seal, *Phoca groenlandica*, in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2429-2439.

Stenson, G., B. Sjare, W. Warren, R. Myers, M. Hammill and M. Kingsley. 1996. 1994 pup production of the Northwest Altlantic harp seal, *Phoca groenlandica*. NAFO Sci. Coun. Stud. 26: 47-62.

Stenson, G., R. Myers, I.-H. Ni and W. Warren. 1997a. Pup production and population growth of hooded seals (*Cystophora cristata*) near Newfoundland, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 209-216.

Stenson, G.B., M.O. Hammill and J.W. Lawson. 1997b. Predation by harp seals in Atlantic Canada: preliminary consumption estimates for arctic cod, capelin, and Atlantic cod. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22: 137-154.

Stenson, G., M. Hammill, J. Gosselin and B. Sjare. 2000a. 1999 pup production of harp seals, *Phoca groenlandica*, in the northwest Atlantic. National Marine Mammal Peer Review Committee. Ottawa, Ontario. 11-12 April, 2000. WP 2000/6.

Stenson, G.B., B.P. Healey, B. Sjare and D. Wakeham. 2000b. Catch-at-age of Northwest Atlantic harp seals, 1952-1999. Can. Stock Ass. Sec. Res. Doc. 2000/079.

Stevick, P. and T. Fernald. 1998. Increase in extralimital records of harp seals in Maine. Northeast. Nat. 5: 75-82.

Stobo, W.T. and G.M. Fowler. 1994. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1943.

Swain, D.P. and M. Castonguay (Chairpersons). 2000. Final report of the 2000 Annual meeting of the Fisheries Oceanography Committee, including the report of the Workshop on the Cod Recruitment Dilemma. Can. Stock Assess. Sec. Proc. Ser. 2000/17.

Swain, D.P. and A.F. Sinclair. 2000. Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1321-1235.

Templeman, W. 1965. Mass mortalities of marine fishes in the Newfoundland area presumably due to low temperature. Int. Comm. Northwest. Atl. Fish. Spec. Publ. 6. ICNAF Env. Symp., Rome 1964, p. 137-147.

Terhune, J.M., C.L. Hoover and S.R. Jacobs. In review. Potential detection and deterence ranges of underwater accoustic harrassment devices (ADH) in the Bay of Fundy, Canada. Submitted to ??

Tjelmeland, S. and B. Bogstad. 1998. MULTSPEC – a review of a multispecies modelling project for the Barents Sea. Fish. Res. 37: 127-142.

Trites, A.W., V. Christiansen and D. Pauly. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22: 173-187.

Tsoui, T.-S. and J.S. Collie. 2001. Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 908-922.

UNEP. 1999. Report of the Scientific Advisory Committee of the Marine Mammals Action Plan. United Nations Environment Programme.

Wade, P. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 14: 1-37.

Walsh, D., B. Sjare and G. Stenson. 2000. Preliminary estimates of harp seal by-catch in the Newfoundland lumpfish fishery. National Marine Mammal Peer Review Committee. Ottawa, Ontario. 11-12 April, 2000. WP 2000/1.

Walters, C.J. 1986. Adaptive Management of Renewable Resources. Macmillan Publishing Co., New York.

Walters, C.J., V. Christensen and D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Rev. Fish Biol. Fisheries 7: 139-172.

Waring, G,T., D.L. Palka, K.D. Mullin, J.H.W. Hain, L.J. Hansen and K.D. Bisak. 1997. Harbor seal (*Phoca vitulina*): Western North Atlantic stock. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments – 1996. NOAA Tech. Memorandum NMFS-NE-114: 142-145.

Warren, W. 1999. Comments on the Winters and Miller draft report "A simulation model of the response of harp seals to alternative harvesting strategies." National Marine Mammal Peer Review Committee. Montreal, Quebec. 1-5 February 1999. WP8/1999.

Warren, W., P. Shelton and G. Stenson. 1997. Quantifying some of the major sources of uncertainty associated with estimates of harp seal prey consumption. Part I: Uncertainty in the estimates of harp seal population size. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22: 289-302.

Wathne J.A., T. Haug and C. Lydersen. 2000. Prey preference and niche overlap of ringed seals *Phoca hispida* and harp seals *Phoca groenlandica* in the Barents Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 194: 233-239.

Wheeler, J.P., B. Squires and P. Williams. 1999. Newfoundland east and southeast coast herring – an assessment of stocks in the spring of 1998. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/13.

Whipple, S.J., J.S. Link, L.P. Garrison and M.J. Fogarty. 2000. Models of predation and fishing mortality in aquatic ecosystems. Fish and Fisheries 1: 22-40.

Winters, G. and D. Miller. 1998. A simulation model of the response of harp seals to alternative harvesting strategies. Focus Technologies Incorporated. St John's, Newfoundland. December 1998.

Winters, G. and D. Miller. 2001. A review of seal science and management in the Newfoundland and Labrador area. St John's, Newfoundland.

Yodzis, P. 1994. Predator-prey theory and management of multispecies fisheries. Ecol. Appl. 4: 51-58.

Yodzis, P. 1998. Local trophodynamics and the interactions of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. J. Animal Ecol. 67: 635-658.

Yodzis, P. 2000. Diffuse effects in food webs. Ecology 81: 261-266.

Yodzis, P. 2001a. Must top predators be culled for the sake of fisheries? Trends Ecol. Evol. 16: 78-83.

Yodzis, P. 2001b. Culling predators to protect fisheries: a case of accumulating uncertainties. Trends Ecol. Evol. 16: 282-283.

Zwanenburg, K. and W. Bowen. 1990. Population trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222: 185-197.

ANNEXE 1

Groupe d'experts sur la gestion des phoques

mandat et membres

Mandat

Introduction

La gestion des populations de phoques a suscité une grande panoplie d'opinions chez le public canadien pendant de nombreuses années. Depuis peu, la question des impacts potentiels de la prédation exercée par les phoques sur les stocks de poisson commerciaux est devenue d'intérêt public, alors que les questions « traditionnelles » reliées aux niveaux appropriés de récolte et à la chasse aux jeunes animaux continuent de stimuler les débats publics.

La gestion des populations de phoques a été examinée en 1999 par le Conseil pour la conservation des ressources halieutiques et le Comité permanent des pêches et des océans, qui ont présenté des recommandations sur des stratégies de gestion, suggérant notamment de réduire les populations de phoques afin de favoriser le rétablissement des populations de poisson. (Annexe 1)

En réponse à une recommandation du Comité permanent des pêches et des océans, le ministre des Pêches et des Océans mettra sur pied un groupe de personnalités éminentes qui sera chargé de le conseiller sur les meilleures stratégies de gestion des populations de phoques au Canada atlantique, et de faire un examen équilibré et objectif de l'information scientifique sur les populations de phoques et les relations prédateur-proie et de la façon dont cette information peut contribuer à l'élaboration de stratégies de gestion.

Objectifs

Évaluer l'état actuel des connaissances scientifiques et donner des conseils sur les stratégies à long terme pour la gestion des populations de phoques au Canada atlantique;
élaborer un plan quinquennal de récolte stratégique pour les populations de phoques.

Réalisations attendues

Le groupe d'experts présentera un rapport avant le 15 octobre 2000, dans lequel il résumera ses conclusions et ses recommandations. Il devra soumettre un rapport provisoire au plus tard le 15 juillet 2000. Le rapport final comportera :

- une brève description du contexte écologique, des eaux et des écosystèmes marins de l'Atlantique Nord-Ouest dans lesquels vivent les populations de phoques;

- une brève description de la biologie et des caractéristiques écologiques des principales espèces de phoques de l'Atlantique;

- une évaluation de l'information scientifique disponible sur la dynamique des populations de phoques et les écosystèmes dont ils font partie, par exemple (sans s'y restreindre) :
    - ♦ des méthodes pour évaluer l'abondance des populations de phoques;
    - ♦ des méthodes pour estimer la mortalité totale, en particulier la mortalité par la chasse, y compris les pertes non déclarées, et de l'information sur l'impact de la chasse sur les populations de phoques;
    - ♦ des connaissances sur le régime alimentaire des phoques et l'impact de la prédation exercée par les phoques sur les stocks de poisson;
    - ♦ la taille optimale des populations de phoques en regard de leurs interactions avec d'autres composantes de l'écosystème.

- dans la mesure où il est possible d'établir la taille optimale des populations de phoques, des avis sur les stratégies de gestion à adopter pour atteindre cet objectif;

- des conseils sur les orientations à suivre pour améliorer les connaissances scientifiques sur la dynamique des populations de phoques et les écosystèmes dont ils font partie, afin de s'assurer de la validité des renseignements scientifiques sur lesquels est basée la gestion des phoques;

- des indications si la création de zones d'exclusion de phoques ou si des abattages expérimentals peuvent protéger les populations locales vulnérables de poissons commerciaux et dans quelle mesure, le cas échéant;

- une évaluation de toutes les sources de mortalité par capture chez les stocks de phoques de l'Atlantique, y compris sans s'y restreindre la chasse exercée au Canada et à l'étranger, et la mortalité chez les animaux touchés et perdus;

- des conseils sur les orientations stratégiques les plus appropriées pour la gestion des populations de phoques dans le contexte des considérations et analyses précédentes et, en particulier, pour les cinq prochaines années.

Dans la préparation de son rapport, le groupe d'experts peut souhaiter étudier :

- les mesures actuellement appliquées au Canada atlantique pour conserver et protéger les stocks de phoques et pour en gérer la récolte, y compris la pertinence de telles mesures, et les changements nécessaires;

- les préoccupations des provinces, des intervenants, ainsi que des particuliers et des groupes ayant un intérêt direct, indirect ou déclaré dans la chasse au phoque au Canada atlantique;

- les positions prises par des groupes d'intérêt au Canada et à l'étranger sur les politiques et les activités reliées à la chasse au phoque au Canada atlantique et la mesure dans laquelle de telles positions peuvent contribuer aux stratégies de gestion des populations de phoques;

- les implications de l'abattage sélectif de phoques à des fins non alimentaire (par exemple, pour protéger les espèces-proies), et le caractère souhaitable d'établir des stratégies de gestion basées sur des récoltes non liées à la consommation.

Le rapport sera soumis au ministre des Pêches et des Océans. Les documents produits par le groupe d'experts (documents de travail, procès-verbaux, rapports des entrepreneurs, etc.) deviendront la propriété du ministère des Pêches et des Océans.

Mode de fonctionnement

Le groupe d'experts fondera ses travaux principalement sur l'étude des rapports, de l'information et des relevés disponibles étant donné l'abondance du matériel disponible. Il n'a pas à effectuer une vaste consultation sur la chasse au phoque en général, mais pourrait souhaiter consulter les parties ayant de l'information ou un intérêt relié à cette question afin d'obtenir des renseignements directement reliés à ses objectifs. Il pourra embaucher des entrepreneurs experts pour résumer l'information et en combler les lacunes (par exemple, fournir une bibliographie des publications scientifiques essentielles; un résumé de l'information disponible sur les positions prises à l'égard de la chasse au phoque au Canada; etc.).

Le groupe d'experts examinera les recommandations du Comité permanent des pêches et des océans, du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques, des provinces, des intervenants et des particuliers sur les stratégies de gestion des populations de phoques de l'Atlantique.

Il prendra en compte l'expérience et l'information recensées au Canada et dans d'autres pays dans la préparation de son rapport.

Le président coordonnera les travaux des membres de sorte que le groupe d'experts puisse les mener à bonne fin et remettre son rapport tel que demandé.

Recommandation du Comité permanent des pêches et des océans.

Recommandation 1.

Le Comité recommande la formation d'un groupe de personnalités éminentes, semblable au groupe d'examen indépendant de la morue du Nord (le « rapport Harris »). Le groupe d'experts sera chargé d'évaluer l'état actuel des connaissances scientifiques et de fournir des conseils sur une stratégie à long terme pour la gestion des populations de phoques.

Le groupe d'experts doit élaborer un plan stratégique quinquennal de réduction et d'utilisation et faire rapport, sans toutefois s'y limiter, sur les éléments suivants :

- les méthodes scientifiques pour estimer les populations de phoques;
- les méthodes scientifiques pour estimer l'ampleur totale de la chasse, y compris les pertes non déclarées et les meilleures estimations de l'impact à long terme de la chasse sur les populations de phoques;
- l'état actuel des connaissances sur le régime alimentaire des phoques et l'impact de leur prédation sur la morue et d'autres stocks de poisson commerciaux, et fournir des conseils sur les orientations à suivre pour améliorer l'état des connaissances scientifiques à cet égard;
- la taille optimale de la population de phoques du Groenland en regard de son interaction avec l'écosystème en général et avec les stocks de poissons commerciaux en particulier, et des directives sur la gestion du troupeau de phoques du Groenland pour atteindre cet objectif.

Réponse du gouvernement

Le gouvernement accepte la recommandation du Comité de mettre sur pied un groupe de personnalités éminentes chargé de fournir des conseils sur une stratégie à long terme pour la gestion des populations de phoques. Le groupe d'experts fera rapport au ministre des Pêches et des Océans. Il sera d'abord appelé à examiner les conclusions et le rapport du Comité d'ici à l'automne 2000, afin d'être en mesure de prodiguer des conseils qui seront pris en compte lors de l'élaboration du plan de gestion du phoque pour 2001.

Groupe de personnalités éminentes sur la gestion des phoques

Membres du groupe

Président
D[r] Ian McLaren
Professeur émérite
Biology Department
Dalhousie University
Halifax (N.-É.) B3H 4J1

Membres
M. David Vardy
Boursier Channing
Office of the President
Public Policy Research Centre
Queen's College, Room 4008
Memorial University of Newfoundland
St. John's (T.-N.) A1A 5B2

Professeur John Harwood
NERC Sea Mammal Research Unit
Gatty Marine Laboratory
University of St. Andrews
St. Andrews, Fife Ky16 8LB
Royaume-Uni

D[r] Solange Brault
Professeure associée
Department of Biology
University of Massachusetts Boston
Boston, Mass. 02125
États-Unis

ANNEXE 2

Réunions et contacts du groupe d'experts

1. Premières réunions

Le groupe d'experts s'est réuni non officiellement à deux occasions avant le début de son contrat en juin 2000. Les dates, les endroits et les personnes avec lesquelles les membres se sont réunis sont énumérés ci-après. Les affiliations et les postes sont notés s'il y a lieu.

9-10 mai 2000, Halifax (N.-É.) (Groupe d'experts)

Dalhousie University
- Bob Brown
- Jeff Hutchings
- Sarah Iverson
- Warwick Kimmins
- Ian McAllister
- Ransom Myers
- Chris Taggart
- Hal Whitehead

MPO/Institut océanographique de Bedford (IOB)
- Don Bowen
- Paul Fanning
- Bob Mohn

David Sergeant (biologiste spécialiste des phoques retraité, anciennement du MPO)

11-13 mai 2000, St. John's (T.-N.) (Groupe d'experts)

MPO/Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
- Bruce Atkinson (Directeur régional, Sciences , océans et environnement)
- John Anderson
- Mike Hammill (IML)
- Peter Shelton
- Becky Sjare
- Garry Stenson

Memorial University of Newfoundland (MUN)
- Leslie Harris (anc. prés., MUN)
- Jon Lien
- Bill Montevecchi

2. Réunions du groupe d'experts de juin 2000 à juillet 2001

21-26 juin, Halifax (N.-É.) (Groupe d'experts)

Conseil pour la conservation des ressources halieutiques
- Fred Woodman, président
- Michel Vermette, directeur exécutif
- Maureen Yeadon

Dalhousie University
- Bob Brown
- Jeff Hutchings
- Sarah Iverson
- Ram Myers
- Chris Taggart

MPO/Institut océanographique de Bedford (IOB)
- Don Bowen
- Paul Fanning
- Bob Mohn

19-22 juillet 2000, St. John's (T.-N.) (McLaren, Vardy, Brault)

MPO/Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
- Jim Carscadden
- David Kulka
- David Orr
- David Reddin
- Garry Stenson

Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de Terre-Neuve
- Hon. John Efford, ministre
- Frank Pinhorn
- Jerry Ward
- Autres membres du personnel

Memorial University of Newfoundland
- Stephen Carr
- Jon Lien
- Dawn Marshall
- Bill Montevecchi
- George Rose
- Joseph Wroblewski

Fisheries Association of Newfoundland and Labrador
- Alastair O'Rielly, président

Barry Group Inc.
Karl Sullivan, VP Corporate Planning

Fish, Food and Allied Workers/CAW
Earle McCurdy, président
David Decker

Association canadienne des chasseurs de phoques
Tina Fagan, directrice exécutive
Bruce Parsons, Carino Co.
John Kearley, Carino Co.
Seans Clowe, Atlantic Marine Products Inc.

David Wells, Caboto Fisheries
Ken Budden, Fogo Coop

Centre canadien d'innovations des pêches
Glenn Blackwood, directeur général
Cathie Horan

Pêcheurs de la baie de Bonavista, y compris :
Lou et Don Fennell, Plate Cove West
Marlin, Bernice et Brad Quinton, Open Hall
Bill Maloney, Duntara
Horace Newell
Hedley Butler
Dave White

Usine Atlantic Marine, Catalina (T.-N.)
Alan Bragg

11-12 septembre 2000, Ottawa (Ont.) (Groupe d'experts)
Ministère des Pêches et des Océans
Hon. Herb Dhaliwal, ministre
David Bevan
Pat Chamut
John Davis
Darlene Elie
Liseanne Forand
Stephen Hogue
Ken Jones
Grace Mellano
Howard Powles
Jake Rice
Scott Tessier

Fonds international pour la protection des animaux
Rick Smith, directeur national, IFAW Canada
Lea-Ann Mallett, directrice adjointe, IFAW Canada
David Lavigne, conseiller scientifique, IFAW International

13 septembre 2000, Mont-Joli (Qc) (Groupe d'experts)
MPO/Institut Maurice-Lamontagne (IML)
Jean Boulva (directeur régional, Sciences, océans et environnement)
Martin Castonguay
Denis Chabot
Yves Dubé
Alain Fréchet
Jacques A. Gagné
Jean François Gosselin
Mike Hammill
Yvan Lambert
Ian McQuinn
Bernard Morin
Yvan Simard

15 septembre 2000, Halifax (N.-É.) (Groupe d'experts)
Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse
David Hansen, directeur
Gary Scott, chef, NS seal committee

Scotia-Fundy Mobile Gear Association
Brian Giroux, directeur exécutif

Eastern Fishermen's Federation
Melanie Sonnenberg, coordonnatrice (N.-B.)
Norma Richardson (N.-É.)
Buck Watts (Î.-P.-É.)

South West Nova Fish Packers' Association
Bob Covert
Doug Garrison

Ecology Action Centre
Mark Butler, coordonnateur des questions marines
Lara Gibson

Dalhousie University
Martin Willison (également en tant que président de NS Naturalists)

8-11 janvier 2001, Halifax (N.-É.) (Groupe d'experts)
L'objectif principal de cette réunion était de préparer le rapport provisoire, mais le groupe d'experts a également rencontré :

MPO/Institut océanographique de Bedford (IOB)
Don Bowen
Paul Fanning
Bob Mohn

29-30 janvier 2001, St. John's (T.-N.) (Groupe d'experts)
MPO/Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
Alida Bundy (IOB)
Scott Campbell
Jim Carscadden
Geoff Evans
Paul Fanning (IOB)
Brian Healey
Mike Hammill (IML)
George Lilly
Bob Mohn (IOB)
Fran Mowbray
George Rose (MUN)
Peter Shelton
Becky Sjare
Garry Stenson
Doug Swain (MPO, région des Maritimes)
Fred Woodman (président, CCRH)

20-21 mars 2001, Nuuk, Groenland (Brault)
Le D[r] Brault a assisté à une réunion internationale sur les phoques dans l'écosystème marin.

18 avril 2001, Charlottetown (Î.-P.-É.) (McLaren)
D. MacEwan, Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de l'Î.-P.-É.
F. Bearirsto, PEI Fishermen's Association

30 avril—2 mai 2001, St. John's (T.-N.) (Groupe d'experts)
Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de Terre-Neuve
Hon. Gerald Reid, ministre
Brian Delaney
Tom Dooley
Mike Handrigan
David Lewis
Mark Rumboldt
Mike Samson
Mike Warren
George Winters

Association canadienne des chasseurs de phoques et Conseil de développement de l'industrie de la chasse au phoque
Tina Fagan, directrice exécutive/présidente

Salmonid Association of Eastern Newfoundland
Rick Maddigan, directeur

Conseil pour la conservation des ressources halieutiques
Fred Woodman, président
Bill Broderick
George Rose (MUN)

Fonds international pour la protection des animaux
Rick Smith, directeur national, IFAW Canada
David Lavigne, conseiller scientifique, IFAW International

Fisheries Association of Newfoundland and Labrador
Alastair O'Rielly, président

Fish, Food and Allied Workers/CAW
Earle McCurdy, président

MPO/Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
Garry Stenson

9-11 juin 2001, Halifax (N.-É.) (Groupe d'experts)
MPO/Institut océanographique de Bedford (IOB)
Don Bowen
Paul Fanning
Bob Mohn

13-18 juillet 2001, St. Andrews, Écosse (Groupe d'experts)
Le groupe d'experts s'est réuni pour préparer son rapport final.

3. Contacts additionnels
Des membres du groupe d'experts ont consulté fréquemment en personne ou par courrier électronique, téléphone ou courrier ordinaire une vaste gamme de personnes de la communauté, dont nombre de celles qui ont rencontré le groupe d'experts au complet. Une liste (en ordre alphabétique) des personnes dont le nom n'apparaît pas précédemment figure ci-après. La liste ne comprend pas le personnel du MPO.

Ray Andrews
Andrews Port Services Limited
Conseiller des pêches au gouvernement du Nunavut

Roland Andrews
Membre du personnel
Pêches autochtones et mammifères marins
MPO

Robert Comerford
Agence de promotion économique du Canada atlantique
St. John's (T.-N.)

Larry Felt
Department of Psychology
Memorial University of Newfoundland &
Salmonid Association of Eastern Newfoundland

Nell Halse – directeur
New Brunswick Salmon Growers Association
226, ch. Limekiln
Letang (N.-B.) E5C 2A8

Mike Howley
Directeur des comptes
Agence de promotion économique du Canada atlantique
St. John's (T.-N.)

Dennis Ivany
Pêcheur
Petley
Random Island (T.-N.)

Jack Marsh
Pêcheur et collecteur de phoques
Lower Lance Cove
Random Island (T.-N.)

Gordon Munro
University of British Columbia
Vancouver

Knut Nygaard
Gestionnaire
Carino
G. C. Reiber

Jack Peddle
Collecteur de phoques

Mark Small
Chasseur de phoques
Baie Verte (T.-N.)

Anthony Sinclair
University of British Columbia
Vancouver

Ian Stirling
Service canadien de la faune
Edmonton

Andrew Trites
University of British Columbia
Vancouver (C.-B.)

Jack Troke
Chasseur de phoques
Twillingate (T.-N.)

ANNEXE 3

Apport du public

Le groupe d'experts a utilisé un certain nombre d'autres voies, y compris des annonces dans les journaux et des lettres à des organismes nationaux et régionaux, pour recueillir les commentaires du public.

1. Annonces dans les journaux

Des annonces ont été publiées dans le *Globe and Mail* et dans *La Presse* du 18 octobre 2000.

a) *Globe and Mail*, Toronto

PUBLIC NOTICE

PANEL ON SEAL MANAGEMENT
The panel of independent experts formed by the Minister of Fisheries and Oceans to provide advice on a long-term strategy for the management of seal populations in Atlantic Canada invites input from stakeholders and interested parties. Final date for submissions is 17 November 2000.

Copies of the terms of reference, along with specific questions on which the panel is seeking input, are available from June Hall, Administrative Secretary, Seals Panel, c/- Biology Department, Dalhousie University, Halifax, NS B3H 4J1; Fax: (902) 494-3736.

b) *La Presse*, Montréal

AVIS PUBLIC

GROUPE D'EXPERTS SUR LA GESTION DES PHOQUES
Le groupe d'experts indépendants formé par le ministre des Pêches et des Océans pour formuler des avis sur une stratégie de gestion à long terme des populations de phoque de l'Atlantique canadienne invite les intervenants et les parties intéressées à présenter leurs commentaires d'ici au 24 novembre 2000.

Pour obtenir des copies du cadre de référence et un aperçu des sujets sur lesquels le groupe aimerait avoir des commentaires, veuillez communiquer avec June Hall, secrétaire administrative, Groupe d'experts sur la gestion des phoques, Département de biologie, Université Dalhousie, Halifax, Nouvelle-Écosse, B3H 4J1; fax : (902) 494-3736.

2. Lettres à des organisations

a) La lettre suivante est une traduction d'une lettre adressée en anglais à un certain nombre d'organisations en août 2000.

Madame,
Monsieur,

En tant que président du groupe d'experts sur la gestion des phoques, mis sur pied en juin de cette année par le ministre fédéral des Pêches et des Océans, je vous écris pour demander à votre organisation de nous aider dans notre tâche. Nous avons en particulier besoin de critiques concrètes des politiques actuelles, ainsi que de suggestions pratiques pour les améliorer, de même que d'information et d'analyses pertinentes à la gestion des phoques. La tâche de traiter les questions « morales » ou de bien-être des animaux, malgré leur importance, ne fait pas partie de notre mandat.

Dans le sens le plus large, l'utilisation des ressources marines dans le cadre de la stratégie de gestion des océans du Canada découlant de notre *Loi sur les océans* est basée sur les principes a) du développement durable, soit le développement qui répond aux besoins de l'heure sans compromettre la capacité des générations futures de répondre à leurs propres besoins; b) de la gestion intégrée des activités dans les estuaires, les eaux côtières et les eaux marines qui font partie du Canada ou sur lesquelles le Canada possède des droits de souveraineté en vertu du droit international; et c) de l'approche de précaution, c'est-à-dire une approche prudente. Les objectifs de gestion des populations de phoques du Groenland au Canada sont explicitement indiqués dans le plan de gestion du phoque du MPO pour 1999, à savoir : a) la pratique d'une chasse commerciale axée sur le marché sans paramètres de conservation; b) l'utilisation complète de chaque animal chassé et c) l'emploi de pratiques de chasse sans cruauté. Dans le plan de gestion du phoque de 2000, il est précisé que, depuis 1987, la chasse au phoque a été gérée de façon durable et à long terme, la reproduction de remplacement ayant été utilisée comme repère de la durabilité. La production de remplacement correspond au nombre d'animaux qui peut être prélevé une année donnée sans réduire la population totale l'année suivante.

Afin de vous aider à nous faire part de vos considérations, nous joignons le mandat confié au groupe d'experts sur la gestion des phoques, ainsi qu'un questionnaire sur les sujets d'importance pour nous, sans toutefois vouloir restreindre votre réponse.

Le groupe d'experts s'est déjà réuni, principalement avec des scientifiques et certains « intervenants », à Terre-Neuve et à Halifax (N.-É.). Il sera à Ottawa du 11 au 13 septembre, et nous aimerions à cette occasion rencontrer des représentants de votre organisation. Afin d'établir l'heure et l'endroit où nous pourrions nous rencontrer, veuillez communiquer avec moi par la poste, par téléphone ou par courrier électronique (coordonnées susmentionnées).

Veuillez recevoir, Madame, Monsieur, l'expression de mes sentiments les meilleurs.

Ian A. McLaren

b) La lettre suivante est une traduction d'une lettre adressée en anglais à un certain nombre d'intervenants au début d'avril 2001.

Madame,
Monsieur,

Le groupe d'experts indépendant sur la gestion des phoques, nommé l'an dernier par le ministre fédéral des Pêches et des Océans, terminera ses travaux et soumettra son rapport final plus tard ce printemps. Dans son mandat, il devait fonder ses travaux principalement sur un examen des rapports, de l'information et des relevés disponibles, mais avait la liberté de consulter des parties pour obtenir de l'information directement reliée à ses objectifs. Le groupe d'experts a en effet demandé et tenu de telles consultations, à la fois par contact direct avec des parties intéressées et par des annonces publiées dans les journaux en octobre 2000. Par cette lettre, le groupe d'experts offre aux intervenants directement intéressés à ces questions une dernière occasion de participer.

Le groupe d'experts apprécierait recevoir tout autre rapport, mémoire ou lettre renfermant de l'information, de l'interprétation de données ou des impressions sur les populations de phoques, sur leurs impacts sur le poisson et les pêches, ainsi que des propositions de stratégies de gestion. Sur ce dernier aspect, nous sommes particulièrement intéressés à des suggestions pratiques, sur la façon dont les options de gestion proposées pourraient être appliquées. Pressé par le temps, le groupe d'experts apprécierait recevoir toute autre contribution écrite avant la fin d'avril et ne pourra, en aucun cas, considérer de l'information reçue après le 10 mai.

Le groupe d'experts tiendra ses dernières discussions à St. Johns, Terre-Neuve, à compter du 30 avril. Au cours de cette visite, les dates du 30 avril et du 1er mai seront réservées aux dernières réunions avec des particuliers, des représentants ou des groupes auxquels est adressée cette lettre d'invitation, s'ils souhaitent y participer.

Nous nous rendons compte que l'avis est très court, mais nous croyons que les personnes qui recevront cette lettre d'invitation sont déjà au courant de l'existence et du mandat de notre groupe, certaines d'entre elles nous ayant déjà apporté leur précieux secours.

Si vous êtes intéressé(e), veuillez faire parvenir les documents écrits à June Hall, secrétaire du groupe d'experts, à l'adresse susmentionnée ou lui demander de rencontrer le groupe d'experts à St. John's au cours de la période du 30 avril au 1er mai.

Veuillez agréer, Madame, Monsieur, l'expression de mes sentiments les meilleurs.

Le président du groupe d'experts sur la gestion des phoques,

Ian A. McLaren

3. Questionnaire sur la gestion des phoques au Canada atlantique

Le questionnaire suivant est une traduction du document remis en anglais à toutes les personnes qui ont répondu à l'annonce et annexé aux lettres. Il porte sur les questions devant être examinées par le groupe d'experts.

1. Que pensez-vous des objectifs actuels de la gestion des populations de phoques au Canada atlantique?

2. Selon vous, que devraient être les objectifs de la gestion des phoques au Canada atlantique?

3. Compte tenu des objectifs existants ou de ceux que vous proposez, y a-t-il un niveau d'abondance optimale pour les populations de phoques? Sinon, quel critère devrait être utilisé pour définir cette taille optimale? Par exemple :

a) l'étendue de la prédation exercée par les phoques sur les espèces de poisson commerciales ou les espèces qui soutiennent les stocks de poisson commerciaux devrait-elle servir de critère pour établir une taille optimale?
b) la maximisation des avantages économiques devrait-elle servir de critère pour établir une population optimale pour les phoques?
c) quels autres critères pourraient être utilisés?

4. Si l'atteinte d'une taille optimale nécessite une réduction des effectifs de phoques, en plus de ceux abattus dans le cadre des politiques actuelles de gestion, quelles approches de gestion peuvent être adoptées pour atteindre cet objectif? Par exemple :

a) détruire les jeunes phoques?
b) détruire les phoques plus âgés?
c) stériliser les femelles?
d) autres approches?

5. Que connaissez-vous de la recherche actuelle sur les populations de phoques sur laquelle est basée leur gestion? Qu'est-ce qui serait utile et/ou nécessaire pour la gestion à l'avenir?

6. Certains ont suggéré que les phoques pourraient empêcher ou retarder la récupération de certains stocks de poisson commerciaux gravement épuisés. Avez-vous des preuves appuyant ou réfutant ces suggestions?

7. Là où il y a des preuves à l'effet que la prédation ou les dommages causés aux engins de pêche par les phoques nuisent aux populations de poisson ou à l'aquaculture dans des zones localisées, quelle est la meilleure façon de traiter le problème? Par exemple :

a) effrayer les phoques par n'importe quel moyen efficace?
b) éliminer la réglementation qui protège les phoques afin de permettre un abattage sélectif de tels phoques?
c) organiser l'abattage localisé de phoques par des chasseurs rémunérés?
d) autres moyens?

8. Connaissez-vous des politiques ou des pratiques de gestion, ou les deux, qui sont en vigueur dans d'autres pays et qui pourraient être appropriées pour les phoques au Canada atlantique? Pouvez-vous les décrire?

4. Liste des mémoires soumis au groupe d'experts

Voici une liste des lettres et des mémoires soumis au groupe d'experts, précisant la date, ainsi que la taille et le type du document (lettre, courrier électronique), titre (le cas échéant) et l'adresse de l'auteur (s'il y a lieu). La liste fait une distinction entre les mémoires rédigés expressément pour le groupe d'experts et les documents produits originalement à d'autres fins. De nombreux documents du dernier type ont été reçus pendant le mandat du groupe d'experts, et certains sont mentionnés dans le rapport.

Toutes les lettres et tous les mémoires sont archivés au ministère des Pêches et des Océans, à Ottawa.

12 juin 2000 (lettre de 1 p. + doc.)
Michel G. Vermette, directeur exécutif
Conseil pour la conservation des ressources halieutiques
C.P. 2001
Succursale D
Ottawa (Ont.) K1P 5W3

6 juin 2000 (lettre de 2 p. + doc.)
D.M. Lavigne, Ph.D.
Conseiller scientifique
Fonds international pour la protection des animaux

4 août 2000 (lettre de 1 p. + mémoire de 47 p.)
Legislative reform: the basis of enhanced marine mammal management in Canada
M.L. Campbell et V.G. Thomas
Department of Zoology
Unversity of Guelph
Guelph (Ont.) N1G 2W1

15 août 2000 (lettre de 2 p. + doc.)
Rick Smith, Ph.D.
Directeur national
IFAW Canada
1, rue Nicholas, pièce 1101
Ottawa (Ont.) K1N

31 août 2000 (lettre de 3 p.)
Fred Woodman, président
Conseil pour la conservation des ressources halieutiques
C.P. 2001
Succursale D
Ottawa (Ont.) K1P 5W3

19 septembre 2000 (lettre de 1 p.)

Melanie Sonnenburg
Eastern Fishermen's Federation
C.P. 907
Grand Manan (N.-B.) E5G 4M1

21 septembre 2000 (lettre de 2 p.)
Peter Tabuns, directeur exécutif
Greenpeace
1726 Commercial Drive
Vancouver (C.-B.) V5N 4A3

22 septembre 2000 (lettre de 2 p. + doc.)
Allan R. Stein
Department of Chemistry
Memorial University of Newfoundland
St. John's (T.-N.) A1B 3X7

6 octobre 2000 (lettre de 1 p. + mémoire de 8 p.)
Andrew Plumbly, directeur
Global Action Network
1254, rue Mackay, pièce 1
Montréal (Qc) H3G 2H4

11 octobre 2000 (lettre de 1 p.)
Peter Stoffer, député
Pièce 368, Édifice de la Confédération
Chambre des communes
Ottawa (Ont.) K1A 0A6

14 octobre 2000 (lettre de 2 p.)
D[r] Richard Alan, DMV et Gloria Grow
Fondation Fauna Foundation
C.P. 33
Chambly (Qc) J3L 4B1

20 octobre 2000 (lettre de 1 p. + rapport télécopié de 3 p.)
Nutrition of Young Inuit
Robert W. Spence, ing.
Directeur exécutif
The Association of Professional Engineers, Geologists and Geophysicists of the Northwest Territories (NAPEGG)
5, 4807–49th Street
Yellowknife (T.N.-O.) X1A 3T5

24 octobre 2000 (courriel de 2 p.)
Dominique Leiba
3910, rue Berne
Brossard (Qc) J4Z 2P2

24 octobre 2000 (courriel de 3 p.)
Michael Alvarez-Toye, candidat du Green Party, Calgary Centre
Porte-parole, Calgary Animal Rights Coalition
41 6A (Alb.) T2E 4A2

29 octobre 2000 (lettre et courriel de 3 p.)
Jennifer Surrette
6246 Yukon St.
Halifax (N.-É.) B3L 1G1

1er novembre 2000 (télécopie de 1 p. + mémoire de 9 p.)
Joint submission to the Eminent Panel on Seal Management from:
Environment Voters
Animal Alliance of Canada
Animal Protection Institute
Canadian Alliance for Furbearing Animals
Humane Society of the United States
Préparé par :
Liz White
Environment Voters
221 Broadview Avenue, Suite 101
Toronto (Ont.) M4M 2G3
et
Barry Kent MacKay
International Wildlife Director
Animal Protection Institute (Canada)
31 Colonel Butler Dr.
Markham (Ont.) L3P 6B6

8 novembre 2000 (courriel de 1 p. + doc.)
Monte Hummel, président
World Wildlife Fund Canada
245 Eglinton Ave. E., Ste. 410
Toronto (Ont.) M4P 3B7

11 novembre 2000 (courriel de 1 p.)
une citoyenne concernée
[courriel de Lisa Tartaglia]

13 novembre 2000 (lettre de 3 p.)
Debra Probert, directrice exécutive
Vancouver Humane Society
303-8623 Granville St.
Vancouver (C.-B.) V6P 5A1

15 novembre 2000 (lettre de 1 p. + doc.)
Patricia Gray
11 Marjorie Crescent
Charlottetown (Î.-P.-É.) C1A 7V1

21 novembre 2000 (courriel de 4 p.)
Peter Haddow, président
Seal Conservation Society
25 Lerwick Road
Aberdeen,
Royaume-Uni AB16 6RF

23 novembre 2000 (courriel de 4 p.)
Anthropocentrism and Theoretical Fatalism: A Comment on the Terms of Reference of the "Eminent Panel on Seal Management"
David Orton
Coordonnateur du Green Web
R.R.#3
Saltsprings (N.-É.) B0K 1P0

24 novembre 2000 (courriel de 3 p.)
Response of Sea Shepherd Conservation Society to Questionnaire on Seal Management in Atlantic Canada
Andrew Christie
Sea Shepherd International
P.O. Box 2616
Friday Harbor, WA 98250
États-Unis

25 novembre 2000 (lettre de 1 p.)
C.M.M. Iles-Wright
143 Caswell Close
Farnborough
Hants
Royaume-Uni GU14 8TG

18 décembre 2000 (lettre de 5 p. + matériel audio)
Janet Russell
Tors Cove (T.-N.) A0A 4A0

10 janvier 2001 (courriel de 1 p.)
Lorne Salter, MA U of T (Criminology)
Markham (Ont.)

23 janvier 2001 (courriel de 1 p.)
Brian Pike

31 janvier 2001 (lettre de 1 p. + doc.)
D.M. Lavigne, Ph.D.
Conseiller scientifique
Fonds international pour la protection des animaux

5 mars 2001 (bref courriel)
Paul Whalen
Membre de la Sea Shepherd Society

11 avril 2001 (lettre de 3 p.)
Rick Smith, Ph.D.
Directeur national
IFAW Canada
1, rue Nicholas, pièce 1101
Ottawa (Ont.) K1N

30 avril 2001 (mémoire de 22 p.)
Seals – Sustainable Harvesting: Future Quotas
Association canadienne des chasseurs de phoques
et
Conseil de développement de l'industrie de la chasse au phoque
St. John's (T.-N.)

30 avril 2001 (mémoire de 8 p.)
Seals and Salmonids
Salmonid Association of Eastern Newfoundland (SAEN)
P.O. Box 29122
St. John's (T.-N.) A1A 5B5

Mai 2001 (mémoire de 18 p.)
The Newfoundland and Labrador Seal Fishery: Where do we go from here?
Fish, Food and Allied Workers (FFAW/CAW)
St. John's (T.-N.)

8 mai 2001 (bref courriel)
Paul Lamoureux, coordonnateur
Table Filière Loup-marin Inc.
Cap-aux-Meules (Qc)

14 mai 2001 (lettre de 1 p. + mémoire télécopié de 2 p.)
Mervyn Anderson
Labrador Inuit Association
P.O. Box 70
Nain (T.-N.) A0P 1L0

17 mai 2001 (bref courriel)
Nell Halse –directeur général
New Brunswick Salmon Growers Association
226, ch. Limekiln
Letang (N.-B.) E5C 2A8

31 mai 2001 (lettre de 4 p.)
Fred Woodman
Conseil pour la conservation des ressources halieutiques
C.P. 2001
Succursale D
Ottawa (Ont.) K1P 5W3

7 juin 2001 (lettre de 1 p. + mémoire de 27 p.)
Seals – Sustainable Harvest of a Renewable Resource
Ministère des Pêches et de l'Aquaculture
Gouvernement de Terre-Neuve et du Labrador
P.O. Box 8700
St. John's (T.-N.) A1B 4J6

ANNEXE 4

Cette annexe donne en détail les méthodes utilisées pour calculer les effets de différents scénarios de gestion sur la consommation de poisson de fond par les phoques du Groenland, présentés dans la section **5.2**.

Pour tous les calculs, nous avons utilisé les estimations les plus récentes de Healey et Stenson (soumises) pour l'abondance de petits et le taux de mortalité, de même que celles fournies par le D[r] G. Stenson, du MPO (MPO, comm. pers., mars-avril 2001), sur la résilience des phoques dans les eaux côtières et hauturières par saison, la proportion des différentes espèces de poisson dans le régime alimentaire du phoque et les variances qui leur sont associées.

Les valeurs indiquées dans la **figure 5.1**, représentant les changements potentiels dans la consommation de cinq groupes de poisson dans la division 2J3KL de l'OPANO, résultant d'une hausse annuelle de 3 % des effectifs de phoques du Groenland, sont données dans le **tableau A.4.1**. Ces calculs sont amorcés avec les effectifs estimés de phoques par classe d'âge (0 à 13 ans et plus) pour l'an 2000, ces chiffres résultant de la procédure d'ajustement décrite dans Healy et Stenson (2000). Les effectifs par âge sont projetés sur une période de dix ans avec un facteur de croissance de 1,03; la variance dans l'abondance totale en l'an 2000 estimée par Healy et Stenson (2000) est utilisée tout au cours de la projection. Les données sur le régime alimentaire étaient les proportions moyennes des espèces pertinentes trouvées dans les échantillons d'estomac et leur variance associée, pour chaque saison (hiver, printemps) et à chaque endroit (eaux côtières, eaux hauturières). Ces données ont été combinées aux proportions moyennes (et leurs variances) de temps passé par les phoques du Groenland dans la division 2J3KL, de nouveau par saison et par endroit.

Dans la **figure 5.2**, seule la consommation de morue est considérée, selon une série de cinq scénarios de gestion; les valeurs utilisées pour dessiner le graphique sont données dans la rangée « MORUE » du **tableau A.4.2**. Afin d'estimer la diminution dans la prédation résultant d'un scénario donné, la population de phoques du Groenland structurée par âge (classes d'âge de 0 à 13 ans et plus) est d'abord projetée sur une période de dix ans, avec une mortalité accrue ou une fertilité réduite découlant des mesures de gestion. Une mortalité annuelle de m = 0,0599 pour les groupes d'âge 1+ et de 3m pour le groupe d'âge 0, ainsi que des taux de fertilité pour les classes d'âge 4, 5, 6, 7 et 8+ respectifs de 0,0423, 0,0934, 0,1712, 0,3168 et 0,3462 ont été appliqués au nombre par âge en 2000; ces taux estimés proviennent de Healey et Stenson (soumis). Dans les scénarios, les mesures de gestion suivantes sont prises :

- Le total autorisé des captures de petits (effectivement des jeunes de la classe d'âge 0) est de **750 000** par année pour une année seulement et nul par la suite. Le TAC est prélevé au complet chaque année.
- Le total autorisé des captures de petits est de **150 000** par année les cinq premières années (c.-à-d., le même total de captures que dans le scénario précédent), puis est nul par la suite.

- Un abattage sélectif de **150 000** femelles adultes est effectué chaque année pendant cinq ans; la structure par âge des animaux détruits est identique à la structure par âge de la population, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de préférence d'âge.
- Un abattage sélectif de **75 000** femelles adultes est effectué par année pendant cinq ans (c.-à-d. la moitié du nombre dans le scénario précédent).
- Aucun abattage sélectif n'est effectué; **150 000** femelles sont stérilisées chaque année pendant cinq ans. La stérilisation est supposée être 100 % efficace pour le reste de la vie des femelles.

La même procédure que pour une hausse de 3 % des effectifs de phoques est alors utilisée pour estimer la consommation de poisson et les variances associées.

Dans la **figure 5.3**, un scénario de gestion simple est envisagé : accroître le TAC pour les petits de 150 000 pendant cinq ans et en étudier les effets sur des groupes d'espèces différentes de poisson. Les séries de chiffres complètes pour les autres scénarios (moins la stérilisation) sont données au tableau A.4.2 en guise de référence.

Étant donné qu'aucune estimation de la variance n'a été obtenue de la procédure d'ajustement de Healy et Stenson (2000), les changements dans la population de phoques ont été calculés directement; en réalité, il existera de grandes incertitudes quant au taux de mortalité et de fertilité, ces dernières contribuant à des augmentations substantielles de la variance dans la consommation de poisson.

Tableau A4.1. Augmentation potentielle de la consommation de cinq espèces ou groupes de poisson attribuable à une hausse annuelle de 3 % des effectifs de phoques du Groenland

	Année										CV
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Morue franche	0	1 104	2 241	3 413	4 619	5 862	7 142	8 461	9 818	11 217	0,369
Capelan	0	4 890	9 927	15 115	20 459	25 962	31 631	37 471	43 485	49 679	0,163
Flétan noir	0	2 178	4 421	6 731	9 110	11 561	14 086	16 686	19 364	22 123	0,346
Plie canadienne	0	6 609	13 415	20 426	27 648	35 086	42 747	50 638	58 766	67 137	0,531
Pleuronectidés	0	15 239	30 935	47 103	63 755	80 907	98 573	116 769	135 511	154 816	0,309

Tableau A4.2. Réduction dans la consommation de poisson (tonnes) par les phoques attribuable à des mesures de gestion (comparaison des scénarios du tableau).

	ANNÉE										CV
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
MORUE											0,350
Augmentation de 750 000 du TAC pour les petits pendant un an	3 904	3 904	4 024	3 886	3 626	3 512	3 543	3 863	4 452	5 035	
Augmentation de 150 000 du TAC pour les petits chaque année pendant 5 ans	789	1 570	2 374	3 152	3 877	3 791	3 718	3 686	3 799	4 081	
Abattage de 150 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	1 149	2 198	3 407	4 758	6 182	7 282	8 318	9 305	10 320	11 311	
Abattage de 75 000 femelles adultes chaque année pendant 5 ans	575	1 099	1 703	2 379	3 091	3 641	4 159	4 653	5 160	5 656	
Stérilisation de 150 000 femelles adultes chaque année pendant 5 ans	0	509	1 267	2 252	3 398	4 636	5 812	6 937	8 086	9 390	
CAPELAN											0,116
Augmentation de 750 000 du TAC pour les petits pendant un an	95 816	94 825	97 754	94 407	88 092	85 317	86 070	93 832	108 155	122 320	
Augmentation de 150 000 du TAC pour les petits chaque année pendant 5 ans	19 163	38 128	57 679	76 560	94 179	92 079	90 328	89 544	92 293	99 139	
Abattage de 150 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	27 922	53 401	82 756	115 575	150 179	176 895	202 070	226 042	250 693	274 775	
Abattage de 75 000 femelles adultes chaque année pendant 5 ans	13 961	26 701	41 378	57 788	75 089	88 447	101 035	113 021	125 346	137 388	
FLÉTAN NOIR											0,327
Augmentation de 750 000 du TAC pour les petits pendant un an	10 346	10 239	10 555	10 194	9 512	9 212	9 294	10 132	11 678	13 208	
Augmentation de 150 000 du TAC pour les petits chaque année pendant 5 ans	2 069	4 117	6 228	8 267	10 169	9 943	9 753	9 669	9 966	10 705	
Abattage de 150 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	3 015	5 766	8 936	12 480	16 216	19 101	21 819	24 408	27 069	29 670	
Abattage de 75 000 femelles adultes chaque année pendant 5 ans	1 507	2 883	4 468	6 240	8 108	9 550	10 910	12 204	13 535	14 835	
PLIE CANADIENNE											0,518
Augmentation de 750 000 du TAC pour les petits pendant un an	31 398	31 073	32 033	30 936	28 867	27 957	28 204	30 748	35 441	40 083	
Augmentation de 150 000 du TAC pour les petits chaque année pendant 5 ans	6 280	12 494	18 901	25 088	30 861	30 173	29 599	29 342	30 243	32 487	
Abattage de 150 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	9 150	17 499	27 118	37 873	49 212	57 966	66 216	74 071	82 149	90 040	
Abattage de 75 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	4 575	8 749	13 559	18 936	24 606	28 983	33 108	37 036	41 074	45 020	
PLEURONECTIDÉS											0,287
Augmentation de 750 000 du TAC pour les petits pendant un an	72 402	153 493	243 525	341 215	442 362	520 756	591 820	659 340	729 886	803 005	
Augmentation de 150 000 du TAC pour les petits chaque année pendant 5 ans	14 480	26 359	37 525	48 023	57 892	53 107	51 160	50 719	52 723	56 963	
Abattage de 150 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	14 480	30 699	48 705	68 243	88 472	104 151	118 364	131 868	145 977	160 601	
Abattage de 75 000 femelles adultes par année pendant 5 ans	142 808	258 320	386 071	520 798	658 133	747 606	832 849	917 883	1 012 138	1 112 123	

ANNEXE 5

Traduction d'une lettre adressée par David Vardy, membre du groupe d'experts, au président du groupe d'experts

Dr Ian McLaren
Président
Groupe d'experts sur la gestion des phoques
Halifax

Docteur,

Par cette lettre, je tiens à vous informer de la façon dont l'impact de la prédation exercée par les phoques devrait, selon moi, être caractérisé dans notre rapport. Je suis d'avis que la prédation par les phoques a eu de graves conséquences sur les stocks de poisson commerciaux, en particulier les stocks de poisson de fond décimés. Au cas où il n'y aurait pas de consensus au sein de notre groupe à ce sujet, j'ai la responsabilité de faire part de cette conclusion aux membres du groupe d'experts et au ministre des Pêches et des Océans.

Dans son évaluation, le groupe d'experts doit appliquer l'expertise et le jugement professionnels de ses membres à l'examen des preuves qui lui sont fournies. Ces preuves nous parviennent d'un certain nombre de sources, y compris de rapports publiés par des scientifiques, et des rapports de pêcheurs, de l'industrie et d'autres parties intéressées. Notre tâche consiste à les soupeser, en gardant notre mandat à l'esprit. Les preuves que nous avons évaluées, en particulier celles concernant le régime alimentaire des phoques, sont affligées d'un niveau élevé d'incertitude et d'ambiguïté. Cependant, nous nous devons, en qualité de groupe d'experts, de donner les meilleurs conseils à la lumière des preuves restantes.

Ce n'est qu'après mûre réflexion que j'en suis venu à faire part de ma dissidence. Je ne suis pas un scientifique. Néanmoins, j'ai été obligé au cours de ma carrière professionnelle de prendre des décisions de gestion et de présenter des recommandations aux gouvernements basées sur l'évaluation de preuves et d'analyses provenant d'une vaste gamme de disciplines. Ma crédibilité repose sur mon expérience en qualité de conseiller stratégique pour les gouvernements, d'économiste, de chef de l'Institut des pêches et des mers, de président d'un tribunal d'audience quasi-judiciaire et de sous-ministre des Pêches de Terre-Neuve et du Labrador. Au cours de ma vie professionnelle, j'ai travaillé dans le domaine des pêches et en ai côtoyé les gens pendant près de 40 ans.

Il incombe à chaque membre du groupe d'experts de soupeser les preuves et d'en tirer ses propres conclusions. Chacun est responsable des conclusions et des conseils que nous soumettons au ministre, et chacun de nous reconnaît la gravité de cette lourde responsabilité.

C'est avec le plus grand respect et la plus grande déférence envers les autres membres du groupe d'experts, les D[rs] Solange Brault, John Harwood et Ian McLaren, président, que je fais part de mon opinion. Ces membres jouissent d'une réputation internationale pour leurs lettres de créance scientifiques remarquables et leur très grande intégrité professionnelle.

Les phoques du Groenland, les phoques à capuchon et les phoque gris mangent une grande quantité de morue, et cette consommation est une cause majeure de la forte mortalité observée chez la morue. Aucun relevé des phoques à capuchon n'a été effectué depuis 1990, et le groupe d'experts ne détient pas les preuves nécessaires pour évaluer la taille de leur population ni si celle-ci est en train d'augmenter. L'information sur le régime alimentaire des phoques à capuchon compilée récemment à la demande du groupe d'experts porte à croire que cette espèce pourrait être un plus important prédateur de la morue qu'on ne l'avait d'abord cru.

Les phoques du Groenland sont de loin la composante la plus importante de la population de phoques dans l'Atlantique. Selon un relevé récent, leurs effectifs sont estimés à 5,2 millions d'animaux, en hausse par rapport aux 2 millions environ de sujets au début des années 1970 et aux 4 millions recensés au début des années 1990. Il s'agit du niveau le plus élevé atteint par cette population dans l'histoire récente depuis que des estimations sont disponibles (Plan de gestion de 2001, MPO). La consommation de proies par les phoques du Groenland est la plus importante composante de la prédation par les phoques. Le total autorisé des captures (TAC) est établi en regard des meilleurs avis scientifiques sur la production de remplacement. Si la production de remplacement n'est pas prélevée, il est probable que le troupeau de phoques du Groenland continuera d'augmenter, de même que sa prédation sur les stocks d'importance commerciale. Au cours des 20 dernières années, la récolte ne s'est approchée du TAC qu'à très peu de reprises. Pour l'année en cours, les captures sont estimées à 210 000 animaux, alors que le TAC est fixé à 275 000.

La totalité des proies consommées par les phoques au Canada atlantique a été estimée pour 1996 comme étant supérieure à 4 millions de tonnes (Hammill et Stenson, 2000), soit plus de 3 millions de tonnes de poisson et un peu moins d'un million de tonnes d'invertébrés. Le capelan serait la principale victime, suivi du lançon, des pleuronectidés (diverses espèces de poisson plat), du flétan noir, de la morue franche, de la morue polaire et du sébaste. Plus d'un million de tonnes de capelan auraient été consommées. Ces estimations de Hammill et Stenson dans leur article de 2000 ont depuis fait l'objet de révisions, nombre d'entre elles étant décrites dans notre rapport, en particulier celles reliées à la morue franche.

Le groupe d'experts a examiné l'impact de la prédation exercée par les phoques sur les principaux stocks commerciaux au Canada atlantique. Compte tenu du temps et des ressources limités à sa disposition, le groupe d'experts n'a pas été en mesure d'examiner en détail chaque stock d'importance commerciale. Son examen des preuves s'est concentré sur certains stocks de poisson de fond, qui sont très vulnérables à la mortalité, en particulier la morue franche. L'absence de récupération de la morue du Nord dans

2J3KL a été bien documentée et pose un défi de taille pour la gestion des pêches. Il ne relève pas du mandat du groupe d'experts de prescrire un plan de rétablissement de la morue du Nord ni d'autres stocks de poisson décimés au Canada atlantique. Je crois cependant que nous devons nous prononcer et dire si la prédation exercée par les phoques nuit sérieusement ou non à la récupération et à la reconstitution de ces stocks.

L'échantillonnage des estomacs de phoque, de même que d'autres techniques pour l'évaluation de la consommation de proies révèlent que la morue franche n'est pas la principale source alimentaire des phoques. Comparativement au capelan et à la morue polaire, la morue franche ne constitue qu'une faible proportion de la nourriture dans la plupart des échantillons. Cependant, même si la morue franche a représenté une part relativement faible du régime alimentaire des phoques, les quantités consommées sont importantes par rapport à la petite biomasse de morue qui reste. Il semble aussi y avoir une tendance récente chez les phoques du Groenland à manger les grosses morues. La mortalité attribuable à la prédation par les phoques doit par conséquent être considérée comme une menace au rétablissement des principaux stocks de morue franche, dont la résilience a été affectée par le fort déclin de la taille des stocks et la disparition de gros géniteurs. Une grande partie du reste de la biomasse de morue du Nord est rassemblée dans quelques endroits où elle peut être vulnérable à la prédation. L'incertitude quant à la disponibilité de capelan comme source alimentaire pour les stocks de morue décimés est également une préoccupation, dans le contexte de la forte prédation des phoques sur le capelan. Ces facteurs sont les principales preuves sur lesquelles je me suis appuyé pour porter mes jugements.

La morue franche, constituée d'un certain nombre de stocks identifiés que l'on trouve dans diverses divisions et sous-divisions de l'OPANO, a été le sujet de l'examen le plus détaillé de la part du groupe d'experts. Les preuves de la prédation des phoques sur la morue et d'autres stocks de poisson de fond sont affligées d'une incertitude considérable, et le groupe d'experts a recommandé que d'autres recherches soient effectuées pour aider à dissiper cette incertitude. Il a aussi présenté des options de gestion à envisager par le ministre, y compris des options visant à réduire la mortalité attribuable à la prédation par les phoques sur les stocks d'importance commerciale. En présentant ces options, le groupe d'experts n'a pas oublié la nécessité d'appliquer de bons principes de conservation à la gestion des ressources des phoques de même qu'à la gestion des stocks commerciaux de poisson et de mollusques.

Il s'est avéré difficile d'arriver à un consensus sur la gravité de la menace posée par la prédation par les phoques et sur la façon dont cet impact devait être caractérisé dans le rapport final du groupe d'experts. Cette difficulté m'incite à rédiger cette lettre pour faire part de ma divergence d'opinion.

Dans l'éventualité où la majorité des membres du groupe d'experts ne donne pas son aval à l'évaluation faite dans cette lettre, je demande par conséquent que vous, en qualité de président du groupe d'experts, joigniez la déclaration suivante au rapport du groupe d'experts au ministre des Pêches et des Océans : « Dans le cas de la morue franche, à laquelle le groupe d'experts a porté le gros de son attention, les preuves ont amené David

Vardy, membre du groupe d'experts, à conclure que la prédation par les phoques contribue tellement au niveau élevé de mortalité qu'elle retarde ou empêche peut-être le rétablissement des stocks. La faible biomasse des géniteurs de la morue du Nord et l'absence pour ainsi dire de rétablissement depuis le moratoire de 1992 conjuguées à la perte des gros géniteurs du stock sont des facteurs qui rendent ce stock particulièrement vulnérable à la prédation par les phoques. La prédation par les phoques pose une menace sérieuse à la récupération de la morue du Nord et d'autres stocks importants de morue au Canada atlantique et à la reconstitution de ces stocks à des niveaux historiques. Il a demandé que cette déclaration dissidente soit insérée dans le rapport final du groupe d'experts remis au ministre des Pêches et des Océans du Canada et que cette lettre soit annexée au rapport. »

Veuillez agréer l'expression de mes sentiments les meilleurs.

David A. Vardy [lettre originale signée par David A. Vardy]
Membre du groupe d'experts

Le 30 juillet 2001